

Tartu Ülikool
Loodus- ja täppisteaduste valdkond
Ökoloogia ja maateaduste instituut
Geograafia osakond

Bakalaureusetöö geoinformaatikas ja kartograafias (12 EAP)

**Maanteede barjääriefekti mõju põtrade liikumisele ja selle tugevuse sõltuvus
liiklustihedusest**

Karl Hendrik Holst

Juhendajad: prof. Tõnu Oja

MSc Maris Kruuse

Kaitsmisele lubatud:

Juhendaja:

Osakonna juhataja:

Tartu 2018

Infoleht

Maanteede barjääriefekti mõju põtrade liikumisele ja selle sõltuvus liiklustihedusest

Sõiduteedel on tihti loomastikule negatiivne efekt, takistades nende vaba liikumist ja geenivooge, mille tulemusena suureneb demograafiline ebastabiilsus ning tõenäosus populatsiooni kahanemiseks. Käesoleva uurimistöö eesmärgiks oli teebarjääri mõju hindamine põtrade liikumisel nende kodupiirkondades. Selleks genereeriti kokku 3500 korrelatsioonilist juhuteekonda, mis koosnesid üle 75,5-st miljonist sammust. Teebarjääri tugevus leiti juhuteekondade ja tegelike teeületuste võrdlemisel. Tulemustest selgus, et nii madala kui ka kõrge liiklussagedusega teid ületati tegelikkuses oluliselt vähem (vastavalt $p < 0,005$ ja $p < 0,001$), kui juhuteekondades. Andmeanalüüsist ilmes ka, et barjääriefekt suureneb oluliselt ($p < 0,02$) liiklustiheduse kasvuga. Tulemuste põhjal võib järeldada, et teed mõjuvad põtradele barjääradena ning piiravad oluliselt nende liikumist kodupiirkondades.

Märksõnad: Põder, barjääriefekt, korrelatsiooniline juhuteekond

CERCS kood: B280 Loomaökoloogia, P510 Füüsiline geograafia

The impact of barrier effect of roads on moose movements and its dependence on traffic volume

Roads often affect wildlife negatively by restricting their movements and gene flow, resulting in demographic instability and in larger probability of population decline. The intent of this research was to assess road permeability among moose inside their home ranges. Altogether 3500 iterations of correlated random walks were generated, consisting of over 75.5 million steps. Road permeability was evaluated by comparing actual and simulated road crossings. The results indicated that in reality moose crossed both low and high traffic volume roads significantly less (respectively $p < 0.005$ and $p < 0.001$) than predicted by correlated random walks. Furthermore, results demonstrated that higher traffic volume was accompanied by significantly lower ($p < 0.02$) road permeability and thus higher barrier effect. The results of this research show clearly that roads pose as barriers, limiting moose movements inside their home ranges significantly.

Keywords: Moose, barrier effect, correlated random walk

CERCS code: B280 Animal ecology, P510 Physical geography

Sisukord

Infoleht	2
Sissejuhatus	4
Teoreetiline ülevaade	6
Põdra üldiseloomustus ja levik maailmas	6
Põdraasurkond Eestis	6
Põdra elupaigavalik	7
Kodupiirkond	8
Sesoonsed erinevused põdra kodupiirkonna kasutuses ja suuruses	9
Teede mõju loomade liikumisele	10
Barjääri- ning koridoriefekt.....	11
Barjääriefekti leevendamine.....	14
Varasemad uuringud teede mõjust põtrade liikumisele	14
Metoodika.....	16
Uurimisala	16
Andmed	16
Korrelatsioonilised juhuteekonnad.....	18
Teeületuste arvu leidmine ning andmeanalüüs	21
Tulemused	22
100% MCP kodupiirkonnad.....	22
Tegelikud teeületused.....	24
Juhuteekondade teeületused	26
Tegelike ja juhuteekondade teeületuste võrdlus.....	27
Arutelu.....	30
Kokkuvõte	32
Summary	33
Tänuavaldused.....	33
Kasutatud kirjandus.....	35
Lisad	42

Sissejuhatus

Viimaste aastakümnete jooksul on üha kasvav inimtegevus mõjutanud suurel määral looduskeskkonda, põhjustades elupaikade kadu, tuues kaasa märkimisväärsed kaod liigilises mitmekesisuses ning muutes globaalselt ökosüsteemide funktsioone (Foley et al. 2018). Ühte olulisimat keskkonnamõju avaldavad maismaaloomadele erinevad lineaarsed rajatised, mis killustavad ja häirivad elupaikasid. Killustatusega kaasnevad takistatud geenivood, mis pärsivad ökosüsteemi funktsioneerimist ning võivad viia koguni liikide väljasuremiseni. Üheks tugevaima efektiga ning globaalseima haardega elupaikade killustajaks on sõiduteed, mille mõju ilmneb barjääri-, koridori-, ääre- ning tühimikuefektina, mis kõik mõjutavad loomi käitumuslikult ning kujutavad endas potentsiaalseid barjääre. Teebarjäärid takistavad isendite toidu- ja varjeotsinguid, sigimist ning suurendavad ka suremust. Teede tekitatud killustatus on Eestis küllaltki kõrge ning seetõttu on sinne elustik sellest suuresti mõjutatud (Klein 2010).

Põtru peetakse Eestis olulisimaks ulukiliigiks nii metsanduse kui ka jahinduse seisukohast (Veeroja 2017). Kuna põdrad kasutavad elutegevuseks suhteliselt suuri maa-alasid, on nende vaba liikumine kodupiirkonnas äärmiselt oluline. Lisaks on välismaistes uuringutes leitud, et põtradel on tihti sesoonsed kodupiirkonnad, mis võivad paikneda üksteisest sadade kilomeetrite kaugusel ning mille vahel liikumiseks tuleb neil ületada mitmeid potentsiaalseid barjääre (Franzmann ja Schwartz 2007; Hundertmark 2007; Mauer 1998). Just eelmainitud tegurite tõttu on tähtis barjääriefekti mõju väljaselgitamine ning sellest tulenevalt võimalike lahenduste rakendamine soodustamaks põtrade vaba liikumist. Sellest hoolimata ei ole Eestis otseselt barjääriefekti mõju tugevust üksikisendi tasemel hindavaid uuringuid läbiviidud. Maailmas on sarnaseid uuringuid korraldatud, kuid mitte laialdaselt.

Käesoleva bakalaureusetöö eesmärgiks on barjääriefekti tugevuse ning mõju väljaselgitamine põtrade liikumisel, kasutades kogutud GPS positsioneerimisi ning korrelatsiooniliste juhuteekondade simuleerimist.

Peamine uurimisküsimus ning sellele vastamiseks vajalikud, alam-uurimisküsimused, on toodud välja allpool:

Peamine uurimisküsimus:

- Millisel määral ning kuidas mõjutavad teebarjäärid põtrade liikumist?

Alam-uurimisküsimused:

- Kui suured on põtrade kodupiirkonnad ning millisel määral sisaldavad need erineva liiklustihedusega teid?
- Kui palju ja millise osakaaluga ületavad põdrad eri liiklussagedusega teid?

Bakalaureusetöö on jaotatud neljaks osaks, milleks on: sissejuhatus, mis kujutab endas referatiivset ülevaadet kirjandusest ja läbiviidud uuringutest; andmed ja metoodika, kus on kirjeldatud uurimisprotsessi teoreetilist poolt; tulemused, kus on välja toodud andmetöötluse ja -analüüsi väljundid, ning arutelu, kus tulemusi on seostatud varasemalt uuringutega ja diskuteeritud saavutatud tulemuste üle.

Teoreetiline ülevaade

Põdra üldiseloomustus ja levik maailmas

Põder (*Alces alces*) on sõraliste seltsi ning hirvlaste sugukonda kuuluv suuruluk. Rahvusvaheline Looduskaitseliit tunnustab põdral kaheksat alamliiki, neist Euroopa sh Eesti aladel levinud on *A. a. alces*. Neid alamliike eristavad üksteisest keha suurus, sarvede ehitus ning kranioloogilised (kolju kuju) iseärasused. Eelmainitud keha suuruse varieeruvus kinnitab Bergmanni reeglit, et karmimas kliimas elutsevad põdra alamliigid on kehamassilt suuremad kui need, kes elutsevad leebemas kliimas. Sama seaduspärasust on täheldatud ka alamliigi siseselt (Randveer 2004), näiteks leidis Rootsis läbiviidud uuring, et põhjapoolsemates põdra populatsioonides oli isendite kehamass 15-20% suurem kui lõunapoolsemates (Sand et al. 1995).

Põdra levila on maailmas väga laiaulatuslik, hõlmates terve Euraasia ning Põhja-Ameerika parasvöötme metsavööndi (Randveer 2004). Liigi levilat piirab põhjas olematu või vähene võra katvus ja puitunud taimed, lõunapoolseks takistuseks on saanud kestvad kuumad temperatuurid ja refuugiumi vähesus (Timmermann ja McNicol 1998). Enamus Euroopa populatsioonist on koondunud Norra, Soome ja Rootsi aladele, viimases neist on ka maailma tihedaim põdraasurkond, koosnedes umbes 250 000 põdrast (Randveer 2004). Põhja-Ameerikas hinnatakse põtrade koguarvuks ligikaudu miljon isendit (Wilson ja Mittermeier 2011).

Põdraasurkond Eestis

Eesti aladel peetakse põtra (*A. alces alces*), kes on siinseid alasid asustanud viimasest jääajast (8000 – 10 000 aastat tagasi) saadik (Andersone-Lilley et al. 2010), vaieldamatult kõige olulisemaks ulukiliigiks nii jahinduse kui ka metsanduse seisukohast (Veeroja jt. 2017). Eesti on põtradele suurepäraseks elupaigaks, kuna ligi 47,2% riigi territooriumist katab mets (Raudsaar jt. 2017). Seetõttu seiratakse Eestis pidevalt siinse põdraasurkonna seisundit. Eelmainitud kahe majandusharu seisukohast on põtradesse suhtumine kohati konfliktne, kuna jahindusele on põder tuluallikaks, metsandusele pigem aga kulutekitajaks (Veeroja jt. 2017). Konflikti tasakaalustamiseks analüüsitakse iga-aastaselt põhjalikult põdraasurkonnas toimunud muutusi ja nende põhjuseid ning edastatakse jahipiirkondadele küttimissoovitused ning -

limiidid. Analüüsiandmetena kasutatakse põdra arvukusandmeid, mis põhinevad jahipiirkonna kasutajate arvukushinnangutel, küttimisstatistikal, ruutloendusel, ulukivaatlustel, ulukikahjustustel ja jälje- ning pabulaloenduste andmetel. 2017. aasta seiretulemused näitasid põdra ligikaudse arvukuse mõningast kahanemist võrreldes eelnenud aastatega, kokku hinnati Eesti aladel elavat ligi 11 410 isendit. Soovitav küttimismaht see-eest on viimaste aastate jooksul pidevalt kasvanud, 2017. aastal soovitati küttida jahipiirkondade peale kokku 7430 põtra. Eesmärgiks seati põdra asustustiheduse mõõdukas langetamine enamustes maakondades (Veeroja ja Männil 2017).

Põdra elupaigavalik

Johnson (1980) väitis, et looma elupaigavalik on hierarhiline protsess, põhinedes otsustel, mis tehakse erinevatel ruumilistel ja ajalistel skaaladel. Enim mõjutavad põdra elupaigavalikut toitumis- ning kaitsetingimused (Courtois et al. 2002). Mets on siinkohal olulisim keskkonnategur põdra elupaigavaliku juures. Sealne varjuline keskkond pakub küllaldaselt toitu ning kaitset ekstreemsete ilmastikuolude, paksu lume, looduslike vaenlaste ja inimeste eest (Timmermann ja McNigol 1998). Konkreetselt eelistavad põdrad elupaigana enim leht- või segametsasid (Bowman et al. 2010). Laiema elupaigana eelistavad põdrad mosaiikset elukeskkonda, mis koosneb lisaks metsale ka lagedatest aladest, märgaladest, soodest ja järvedest (Rahvusvahelise Looduskaitseliidu koduleheküljel). Lisaks on teadlaste poolt täheldatud, et parimaks elukeskkonnaks põtradele on kuni 20aastased häire (põlengu, putukakahjustuste, tormi või raiumise tõttu) läbinud metsanoorendikud (Bangs ja Beilely 1985; Cumming 1980; Davis ja Franzmann 1979; Krefting 1974, cit. Timmermann ja McNigol 1998; Maier et al. 2005; Olsson et al. 2010; Peek et al. 1976). Alaskal läbiviidud uuring näitas, et lisaks häire läbinud metsale, on põdra populatsiooni tihedus suurim ka mõõdukatel kõrgustel jõgede ümbruses, kus on head toitumistingimused. Samuti leiti, et põdrapopulatsiooni tihedus on suurem linnade ümbruses (Maier et al. 2005). Võimaliku põhjusena toodi välja asjaolud, et linnade lähistel on täheldatud kiskjate madalamat osakaalu (Thurber et al. 1994) ning seal on tihti tänu inimtegevusele mitmekesisemad toitumistingimused (Schneider ja Wasel 2000). Samas leidis Soomes läbiviidud uuring, et põdrad pigem väldivad inimasustuse lähedust (Nikula et al. 2004). On leitud ka, et põdrad kipuvad vältima lagedaid, taimkatteta ning ebatasase pinnamoega alasid (Björneraas et al. 2012; Maier et al. 2005).

Kodupiirkond

Esialgse kodupiirkonna kontseptiga tuli välja Seton (1909), kuid enamik teadlasi tunnustavad Burti (1943) definitsiooni, mis oli esimeseks teaduslikult põhjendatud kodupiirkonna käsitluseks (Hundertmark 2007). Burt defineeris kodupiirkonda kui ala, mida loom kasutab igapäevaseks elutegevuseks – toitumiseks, paaritumiseks ning järglaste üleskasvatamiseks. Ta rõhutas ka, et kodupiirkonna suurus võib varieeruda olenevalt isendi soost, vanusest, aastaajast ning populatsioonitihedusest (Burt 1943). Olulisimaks eelduseks eelmainitud definitsiooni puhul on, et kodupiirkonna alal on ellujäämiseks piisavalt ressursse toidu, vee ning varjulisuse näol (Hundertmark 2007). Siiski peavad paljud teadlased Burti definitsiooni puudulikuks, kuna ta ei defineerinud, kuidas kodupiirkonna suurust mõõta ega hinnata (White ja Garrot 1990, cit. Powell ja Mitchell 2012)

Vastavalt põdra sesoonsele käitumisele võib tal olla kas üks või kaks kodupiirkonda. Ühe kodupiirkonnaga on põdrad, kes on aastaringselt paiksed. Kuid kuna Burti (1943) definitsiooni kohaselt ei arvestata kodupiirkonna hulka sesoonsete elupaikade vahelist teekonda, on migreeruvatel loomadel välja joonistunud kaks sesoonset kodupiirkonda (Leresche 1974, cit. Leptich ja Gilbert 1989). Põtru iseloomustab tugev kodupiirkonna lojaalsus, asustades samu piirkondi mitmeid aastaid järjest. Kuna põdrad on pigem üksildase eluviisiga imetajad, on leitud, et populatsiooni tiheduse suurenedes väheneb isendite kodupiirkonna suurus ning seda enam hakkavad eri isendite kodupiirkonnad omavahel kattuma (Hundertmark 2007). Uurides teoreetilist suhet kodupiirkonna suuruse ja isendi energiavajaduse vahel, väitis McNab (1963), et kodupiirkonna suurus on proportsioonis isendi metabolismiga. See tähendab, et madalama produktiivsusega aladel on põtrade kodupiirkonnad suuremad kui kõrgema produktiivsusega aladel, et kätte saada kõik eluks vajalikud toitained (Hundertmark 2007). Seega püstitas McNab (1963) hüpoteesi, et külmemas kliimas elavatel põtradel on suuremad kodupiirkonnad kui nendel, kes elavad soojemas kliimas. Siiski Mace (1983) tõi välja, et erinevates uuringutes ei ole leidnud kinnitust hüpoteesi, et energiavajadus oleks põhiline faktor, mis määrab isendi kodupiirkonna suuruse (Mace et al. 1983, cit. Hundertmark 2007).

LeResche (1974) väitis oma ülevaateartiklis, et sesoonsed kodupiirkondade suurused põtradel jäävad vahemikku 5-10 km² (Leresche 1974 cit. Hundertmark 2007). Kuna tollel ajal olid telemeetriat ja positsioneerimist kasutavad jälgimismeetodid veel väheldaselt kasutusel, on hilisemad uuringud näidanud, et tihti võib kodupiirkond põtradel olla ka oluliselt suurem (Hundertmark 2007). Nende meetodite kasutuselevõttuga on märgatavalt paranenud

asukohaandmete kvaliteet ning kvantiteet, seega on ka nendest tuletatud ruumiandmed oluliselt usaldusväärsemad (Lawson ja Rodgers 1997). Nüüdseks on leitud, et kodupiirkondade suurused olenevad suuresti keskkonnatingimustest, loomade käitumuslikust iseloomust, soost, vanusest ja kohalikest keskkonnatingimustest ning enamasti jäävad need kümne ja paarisaja ruutkilomeetri vahele (Franzmann ja Schwartz 2007). Laurian et al. (2008) leidsid positiivse seose ka kodupiirkonna suuruse ning selle siseste teede vahel – suuremate kodupiirkondadega isenditel sisaldasid need ka rohkem teid. Võimalike põhjustena toodi välja, et suurema kodupiirkonnaga kompenseerivad põdrad teede tekitatud elupaigakadu või et tänu rohkematele soolabasseinidele on põdrad ka liikuvamad. Ühed suurimad kodupiirkonnad on Alaska põtradel, kus on paiksete isendite kodupiirkonna suuruseks leitud 290 km² ning migreeruvatel 505 km² (Ballard et al. 1991). Villu Lukk (2007) leidis oma bakalaureusetöös raadiotelemeetrilisi uurimismeetodeid kasutades, et uuritud põdralehma aastase kodupiirkonna suurus oli 13,21 km². Rootsi teadlaste poolt seitsme aasta jooksul läbiviidud uuring näitas, et põdrapullide aastase kodupiirkonna suurus oli 25,9 km² ning põdralehmadel oli vastav number 13,7 km² (Cederlund ja Sand 1994).

Sesoonsed erinevused kodupiirkonna kasutuses ja suuruses

Nagu eelnevalt mainitud, põhinevad sesoonselt väljajoonistunud kodupiirkonnad põdra käitumuslikel ning energieetilisel piirangutel. Suviti ollakse ühel alal, kus on optimaalseimad toitumisvõimalused, kuid kuna talviti pole samal alal piisavalt ressursse ellujäämiseks, migreerutakse mõnele teisele alale, mis pakub paremaid võimalusi. Kui põdra elupaigas on aastaringselt piisavalt ressursse, jääb ta paikseks (Hundertmark 2007). Migreeruvatel põtradel võib suvise ja talvise kodupiirkonna maksimaalne vahe ulatuda üle saja kilomeetri (Mauer 1998). Üldjuhul vahetavad põdrad sesooneid elupaiku, kui lumikate pakseneb või kui liigutakse eemal asuvatele sigimisaladele. Mitmed uuringud on ka kinnitanud, et lume puudumisel on paljud põdrad jäänud oma suvistele aladele, seega põtrade migratsioon on suuresti sõltuv ka ilmastikuoludest (Ballard 1991; Houston 1968, cit. Hundertmark 2007; Van Ballenberghe 1977).

Nikula et al. (2004) uurisid põdra talviseid ja suviseid elupaigavalikuid ning järeldasid tulemustest, et talvistes elupaikades on veidi suurem männi osakaal, vähem asulaid ja põllumajanduslikku maad kui suvistes. Mägialadel elavad põdrad eelistavad enamasti veeta suve suurematel kõrgustel (Cederlund et al. 1987), kus on kvaliteetsem toit (Riley ja Skjelvag

1984, cit. Andersen 1991), ning seejärel talveks migreeruda madalamatele kõrgustele, kus on õhem lumikate ning mitmekesisemad toitumisvõimalused (Maier 2005). Teadlaste poolt on kirjeldatud ka ebatavalisi migratsioonimustreid, kui põdrad on talveks migreerunud suurematele kõrgustele (Andersen 1991; Gausaway et al. 1983, cit. Hundertmark, 2007; Mytton ja Keith 1981). Norra keskosas läbiviidud uurimuse puhul leiti ka arheoloogilisi tõendeid, et põdrad olid sama ebatavalist migreerumisteed kanda kasutanud viimased 5000 aastat (Andersen 1991).

McNab (1963) püstitas hüpoteesi, et kuna talvel on eluks vajalikke ressursse kodupiirkonnas vähem, on ka talvised kodupiirkonnad suvistest oluliselt suuremad. Samas on leitud, et paljud põdrad just piiravad oma liikumist talviti säilitamiseks energiat, mistõttu peaks kehtiv seos olema vastupidine (Peterson 1955, cit. Hundertmark 2007). Kuna kodupiirkondade suurus oleneb väga paljudest teguritest, on erinevates uurimustes saadud sesoonsete kodupiirkondade suuruste kohta erinevaid tulemusi (Hundertmark 2007). Hauge ja Keith (1981), Ballard et al. (1991) ning Cederlund ja Sand (1994) leidsid, et põtrade sesoonsed kodupiirkonnad ei erine üksteisest suuruse poolest. Mitmed uuringud on leidnud, et suvised kodupiirkonnad on talvistest suuremad (Cederlund ja Okarma 1988; Garner ja Porter 1990). Samuti on mõned uuringud kinnitanud, et talvised kodupiirkonnad on suuremad kui suvised (Lynch ja Morgantini 1984; Doerr 1983). Seega konkreetseid üldistusi sesoonsete kodupiirkondade suuruste kohta on võimatu teha, uuringud pigem kinnitavad eelmainitud fakti, et nende suurus sõltuvad väga paljudest teguritest, kuid eelkõige elukeskkonnast ja sealsetest ressurssidest.

Põtrade liikumist ja kodupiirkondade suurust mõjutavad oluliselt ka erinevad hooajad. On leitud, et põtrade liikuvus on oluliselt suurem jahihooajal tänu inimeste tekitatud häiringutele (Fritz 2008). Põdrapullide puhul mõjutab liikumist ja kodupiirkonna suurust tunduvalt sügisene sigimishooaeg, mil nad tavaliselt läbivad oluliselt suuremaid vahemaid kui tavaliselt (Olsson et al. 2010; Philips et al. 1973). Põdralehmade puhul on täheldatud, et vasikatega liikuvad isendid kasutavad suuremat maa-ala kui vasikateta lehmad (Cederlund ja Sand 1994).

Teede mõju loomade liikumisele

Üha kasvav inimtegevus on endaga kaasa toonud märkimisväärsed kaod liigilises mitmekesisuses, aidanud kaasa elupaikade kaole ja muutnud globaalselt ökosüsteemide funktsioone (Foley et al. 2018). Inimtegevus mõjutab olulisel määral ka loomade vaba

liikumist, killustades ja häirides elupaikasad, mille terviklikkus on äärmiselt oluline ökosüsteemi funktsioneerimiseks ning liikide säilimiseks. Globaalses inimtegevuse mõju loomade liikumisele käsitlevas uuringus leiti, et suuresti inimtegevusest mõjutatud elupaikades olid loomade liikumised poole kuni kolmandiku võrra väiksemad kui alal, kus inimtegevuse mõju oli madal (Tucker et al. 2018). Ühtlasi on ka inimtegevuse kasvu ja laienemisega globaalselt vähenenud migratsioon suurte imetajate hulgas (Harris et al. 2009). Enamasti jagatakse teede otsesed mõjud viide rühma, milleks on elupaikade kadu, barjääriefekt, loomade hukkumine teedel, häirimine ja saaste ning teede ja teeservade ökoloogiline servaepekt (Iuell et al. 2010). Tihti mõjuvad mitmed otsesed tegurid samaajaliselt, mistõttu on nende toime võimendatud (Klein 2010). Teede otseseks mõjusfääriks hinnatakse olevat üks kilomeeter mõlemale poole teed (Forman 1995).

Euroopa Liidus kannatab enamik piirkondasid transpordi infrastruktuurist tuleneva killustumise all (Klein 2010). Keskmise ala suurus, mis on Euroopa Liidus põhiteedest puutumata, on umbes 130 km² (Iuell et al. 2010). Maanteeameti andmetel on 2018. aasta alguse seisuga Eestis kokku 16 605 kilomeetrit riigiteid, millele lisandub veel 42 369 kilomeetrit kohalikke-, era- ja metsateid. Seega on Eestis iga põdra kohta kokku umbes 1,46 kilomeetrit riigiteid (Maanteeameti kodulehekül; Veeroja ja Männil 2017). Klein (2010) toob välja, et Eestis on riigiteede tihedus võrreldes teiste riikidega küllaltki kõrge, mis viitab otseselt ka kõrgele elupaikade killustatusele siinsetel aladel. Killustatus on kõrgeim Lõuna-Eesti maakondades, kus pidevaid ning katkematu loodusmassiive peaaegu enam pole. Sealne suur looduse fragmenteeritus peegeldub ka suurulukite madalamas arvukuses võrreldes Kesk- ja Põhja-Eestiga (Klein 2010).

Barjääri- ning koridoriefekt

Tulevase infrastruktuuri planeerimise seisukohalt on väga oluline teada, kuidas erinevad antropogeensed lineaarsed struktuurid nagu auto- ja raudteed, elektriliinid, torujuhtmed jms mõjutavad loomade liikumiskäitumist (Bartzke et al. 2015). Barjäärid takistavad isendite toidu- ja varjeotsinguid, sigimispartneri leidmist ning suurendavad ka noorloomade suremust (Klein 2010). Liikide ellujäämine on oluliselt tõenäolisem elupaikades, kus puuduvad barjäärid ja loomad saavad vabalt liikuda, kui elupaikades, kus elupaik on barjääride tõttu jagunenud mitmeks alaks ning tänu piiratud geenivoogudele on tekkinud metapopulatsioonid (Burkey 1989). Metapopulatsioonide puhul suureneb populatsiooni ebastabiilsus tänu demograafilisele

stohhastilisusele, mis väljendub demograafiliste näitajate kõikumises. Lisaks suureneb ka *inbreedingu* oht – kasvab tõenäosus geneetiliselt suguluses olevate isendite ristamiseks (Lindenmayer ja Lacy 1995). Alaskal läbiviidud uuring leidis, et tarastatud tee oli tekitanud koguni geneetilisi muutusi eraldatud põdrapopulatsioonides (Wilson et al. 2015).

Mitmed teadusuuringud on leidnud, et teed, torujuhtmed ja elektriliinid kujutavad endast barjääre ning takistavad loomade vaba liikumist (Curtalo ja Murphy 1986; Epps et al. 2005; Laurian et al. 2012; Laurian et al. 2008; Vistnes ja Nellemann 2001). Barjääriefekt võib viia loomade arvukuse kontsentreerumiseni barjääride lähistele, tänu millele on tõenäolisemad loomade tekitatud metsakahjustused (Storaas et al. 2001) ning autode kokkupõrked loomadega (Seiler 2005). Barjääriefekti mõju oleneb looma liikumisvõimekusest, suurusest, elupaigavalikutest ning barjääri lähedusest ja omadustest (Beyer et al. 2016; Langevelde ja Jaarsma 1995, cit. Underhill ja Angold 2000).

Teed on üheks suurimaks barjääriefekti tekitavaks rajatiseks loomade liikumisel (Bartzke et al. 2015). Klein (2010) defineeris teede barjääriefekti kui transpordi infrastruktuurist tulenevat ja elusolenditele mõjuvat efekti, mis toimib liikluses hukkumise, füüsilise barjääri ning vältimise koosmõjus ja vähendab liikide vaba liikumist ja edukat teeületust. Teid võib enamasti vaadelda kui osalisi barjääre – need ei limiteeri loomade liikumist täielikult, vaid pigem piiravad seda käitumuslikult (Underhill ja Angold 2000). Küll aga on täielikuks barjääriks laiad teeosad, mis on loomade läbipääsu takistamiseks tarastatud või väga suure liiklustihedusega (Iuell et al. 2010; Underhill ja Angold 2000). Väga suure liiklustihedusega tarastamata teid ületavad vaid üksikud isendid, kelle teeületus on ajendatud ressursside vähesusest (Underhill ja Angold 2000).

Kolm põhilist faktorit, mis tekitavad teebarjääri, on liiklusest tulenev häiring, servaepekt ning tühimikuepekt. Barjääriefekti mõju loomadele oleneb kõige rohkem tee liiklustihedusest (vt tabel 1) ning sellest tulenevatest häiretest: sõidukite tekitatavast mürast, vibratsioonist, heitgaasidest, ülespaisatavast tolmust ning autotulede valgusest (Chen ja Koprowski 2016). Servaepekt väljendub teeäärsete alade vältimises loomade poolt, kuna sealses keskkonnas toimuvad järsud füüsilised ja biotilised muutused (Ford ja Fahrig 2008). Tühimikuefekti puhul väldivad loomad liikumist lagedaks raiutud puurindeta teeäärsetele aladele, kuna lagedad alad pakuvad vähem varju ning seal on suurem risk langeda kiskja ohvriks (Chen ja Koprowski 2016). Samas laiema „tühimiku“ puhul suureneb liiklusohutus, kuna pareneb sõidukijuhtide külgnähtavus ning loomade ohutunnetus (Klein 2010).

Tabel 1. Liiklussageduse ja barjääriefekti seosed (Iuell et al. 2010).

Liiklussagedus (sõidukit ööpäevas)	Teebarjääri tugevus
< 1000	Läbitav enamikule loomaliikidele
1000 - 4000	Läbitav vähemtundlikele liikidele
4000 - 10 000	Suur liiklustihedus ja müra peletavad suure osa isendeid, paljud neist hukkuvad teeületusel
> 10 000	Mitteläbitav enamikele liikidele

Curatolo ja Murphy (1986) leidsid, et teed ja torujuhtmed mõjusid Alaska põhjapõtradele barjäärina vaid siis, kui need paiknesid paralleelselt. Sellest tulenevalt tõstatasid Bartzke et al. (2015) küsimuse, kas peaks vältima mitmete paralleelsete struktuuride rajamist, kuna siis on tekkiv barjääriefekt väiksem või hoopiski ehitama uusi potentsiaalseid barjääre olemasolevate kõrvale, kuna sedavõrd vähem killustuvad elupaigad. Teine põhjapõtrade asukohaandmetel põhinev uuring leidis, et suurim barjääriefekt ilmnes hilistalvel, kui loomad ületasid teid kuus korda vähem, kui ennustatud läbi simulatsioonide (Dyer et al. 2002).

Lisaks barjääriefektile võivad lineaarsed rajatised tekitada ka koridoriefekti, mille tulemusel hakkavad loomad piki barjääri edasi liikuma (Bartzke et al. 2015). Põhjuseid loomade liikumiseks piki lineaarseid rajatise on mitmeid:

- Vältimaks liikumist üle barjääride, hakkavad loomad liikuma piki neid (Tanak et al. 2010).
- Barjäärid on mõjutanud loomade liikumisteid ning kujunenud liikumiskoridorideks (Bruggeman et al. 2007).
- Barjääride äärsetel aladel on loomadele head toitumis- ja varjumisvõimalused (Eldegard et al. 2012).
- Barjääride äärse õhema lumikatte tõttu kasutavad loomad neid liikumiseks (Collins et al. 1997).

Koridoriefekti tekitavaid teeservi peetakse Põhja-Euroopas oluliseks ökoloogilise võrgustiku osaks, millel on nii positiivseid kui ka negatiivseid mõjusid. Pisiimetajate ning selgrootute jaoks kujunevad koridoris välja liikumisteed, mis võimaldavad liigi levilal laieneda. Samas võivad teekoridorid suunata loomad hoopiski linnastunud aladele ning suureneb ka oht võõrliikide ja seemnete levikuks piki transpordikoridore (Klein 2010).

Barjääriefekti leevendamine

Transpordi infrastruktuurist tuleneva barjääriefekti leevendamiseks on hakatud üha rohkem kasutama erinevaid insenerlahendusi, mis lubavad loomadel ohutult teed ületada. Rajatav läbipääs ja selle suurus oleneb enamasti sihtliigi kehasuurusest ning käitumuslikust iseloomust, Eestis vajavad suurimate mõõtmetega läbipääse sõralised. Suurulukitele suunatud läbipääsudega teelõigud peavad olema alati tarastatud, nii suunatakse imetaja turvalise läbipääsuni ning ühtlasi suureneb ka liiklusohutus (Klein 2010).

Suurimetajatele ühe olulisema ülepääsuna kasutatakse maastikuühendusi ning ökodukte, mis rajatakse tavaliselt looduslike viaduktidenä väga laiade ja suure liiklustihedusega teede kohale. Laiad loodusliku taimestikuga kaetud ülepääsud on ületatavad kõigi maismaaloomade jaoks, seega on need üheks efektiivseimaks teede põhjustatud killustatuse vähendajaks (Klein 2010). Rootsis läbiviidud uuringust ilmnes, et 39 kuu jooksul ületas sealset ökodukti 437 metskitse ning 95 põtra. 5-7 põtra kasutasid kiirtee ökodukti iga-aastaselt, mis leiti olevat piisav, et tagada geenivoog erinevatel teepooltel paiknevate metapopulatsioonide vahel. Enim põtru ületas ökodukti vahemikus 21:00-4:59 (84%) ning ajal, mil liiklustihedus oli alla 200 sõiduki tunnis (64%). Samuti ületasid põdrad ökodukti oluliselt rohkem suviti kui talviti (Olsson et al. 2007). Siiski võib ökoduktide rajamist pidada pigem killustatuse leevendajaks kui lahendajaks, Olsson ja Widen (2008) leidsid, et ökodukti rajamisega ja sellega seonduva tarastamisega vähenes põtrade kiirtee ületuste arv keskmiselt 67-89%. Teine moodus, kuidas vähendada barjääriefekti eriti suurimetajate jaoks, on tee tõstmine viaduktina maapinnast kõrgemale tasemele, võimaldades loomadele vaba läbipääsu liiklusest madalamalt. Väikesematele loomadele võivad sellise läbipääsuna toimida ka teisel otstarbel rajatud ehitised nagu truubid ja väikesillad. Lisaks kasutatakse teeüles te elupaikade ühendamiseks ka kõisteid ning tunneleid (Klein 2010).

Varasemad uuringud teede mõjust põtrade liikumisele

Põdrad on võrdlemisi suure kodupiirkonnaga ning migratoorse iseloomuga loomad (Ballard et al. 1991; Hundertmark 2007), mistõttu on äärmiselt oluline nende vaba liikumine nii kodupiirkonna siseselt kui ka sesoonsete elupaikade vahel. Põtrade puhul on üpriski tavapärane teede lähiümbruse vältimine (Bartzke et al. 2015; Eldegard et al. 2012; Laurian et al. 2008). Samas tekitavad jääsulatussoolad lume sulamisel teeäärtesse naatriumirikkeid soolabasseine ning kuna naatrium on põtrade dieedis väga oluline toitaine, millest neil ka tihti puudus on,

meelitavad sellised soolabasseinid põtru liiklusest hoolimata teeäärtesse (Grosman et al. 2011). Lisaks seostatakse teede rajamist okasmetsa asendumisega leht- või segametsaga, mis pakub põtradele paremaid toitumisvõimalusi ning seega meelitab põtru teedele lähemale (Beyer et al. 2013).

Laurian et al. (2008) leidsid, et üldiselt hoidsid põdrad teedest kaugemale kui 500 meetrit. Kuigi tänu soolabasseinidele käis 20% uuritud põtrade teele lähemal kui 50 meetrit. Lisaks on leidnud kinnitust, et põtrade jaoks on barjääriefekt väikseim öösiti ning madalama liiklustihedusega teedel. Käitumuslikult mõjub teebarjäär põdralehmadele tugevamana kui põdrapullidele – isased põdrad julgevad liikuda teedele lähedamale ning ületavad seda suurema tõenäosusega (Eldegard et al. 2012).

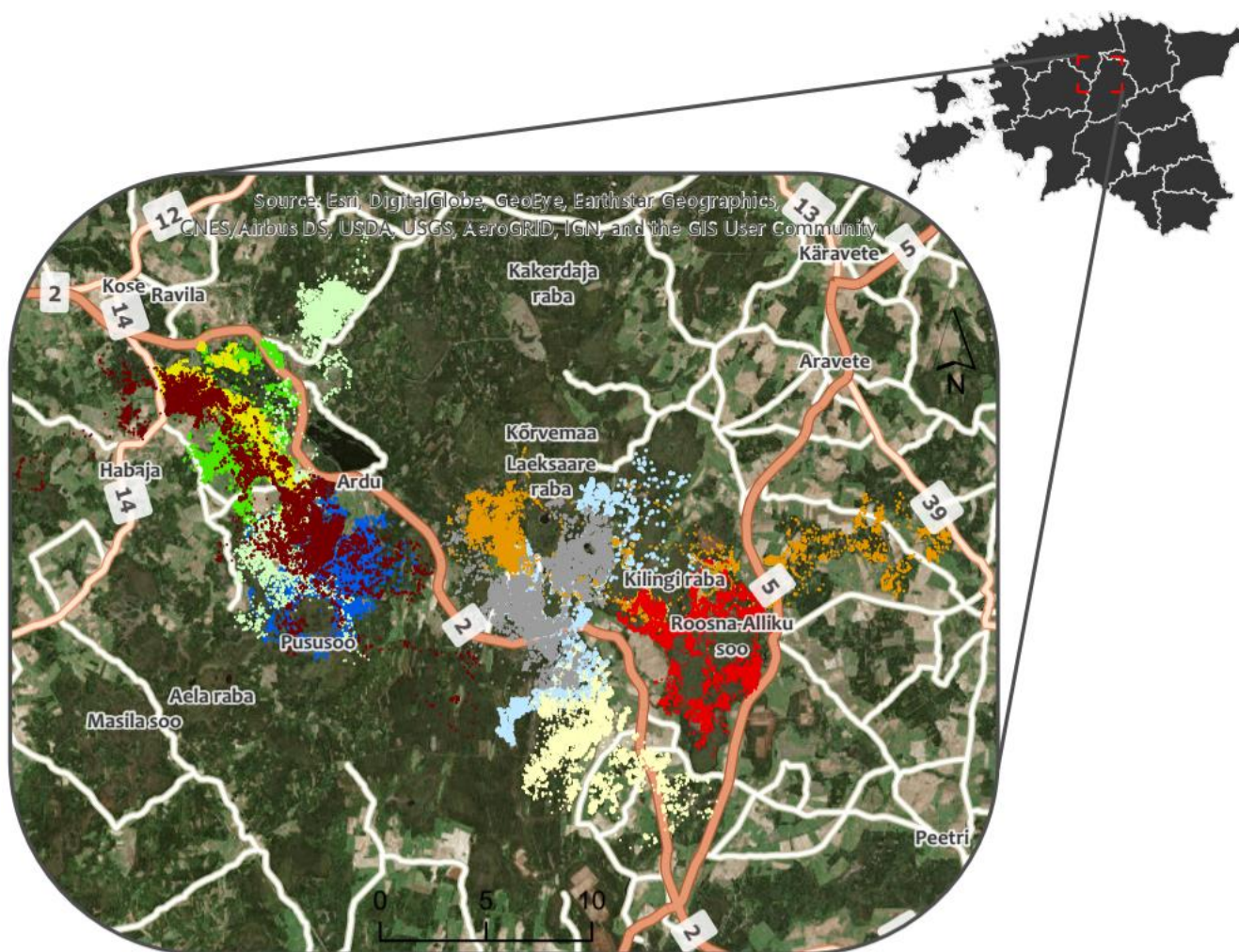
Bartzke et al. (2015) uurisid elektriliinide, teede ning jõgede mõju loomade liikumisele Kesk-Norras, kasutades 151 põdra asukohaandmeid. Uuringu tulemusena leiti, et lineaarsed rajatised mõjutavad loomade liikumist, kuid see oli tühine võrreldes topograafia ja maakatte mõjutustega. Eelmainitud rajatistest tekitasid põtrade jaoks suurimat häiringut ja barjääriefekti teed. Koridoriefekt sõltus suuresti looma kaugusest barjäärist – mida lähemale loom jõudis, seda enam suurenes tõenäosus barjääriga paralleelseks liikumiseks. Lisaks leiti, et tugevaimad barjääriefektid tekkisid teede ja jõgede ning teede ja elektriliinide paralleelsel paiknemisel.

Eestis pole siiani eriti uuritud teede mõju põtrade liikumisele. Küll aga on hetkel käimas Maanteeameti projekt „Põtrade liikuvusuuring GPS/GSM kaelustega riigi põhimaantee 2 Tallinn-Tartu-Võru-Luhamaa Kose-Mäo (km 40,0-85,0) lõigu piirkonnas“, mille eesmärgiks on uurida maantee ehituse ja liikluse mõju põtrade liikumisele. Uuringu käigus hinnatakse rajatava maantee ehitus- ja kasutusaegset mõju põtrade liikumisteedele, tehakse kindlaks eelistatud teeületuskohad ja teeületuste sagedus ning hangitakse teavet põtrade elupaigakasutuse kohta (Kruuse 2017). Villu Lukk (2007) leidis oma bakalaureusetöös, et uuritud põdra kodupiirkonda piiritlesid kahest küljest maanteed, millest võib järeldada, et need mõjutavad oluliselt isendi elupaigavalikut ja kodupiirkonna suurust ning takistavad vaba liikumist üle maanteede.

Metoodika

Uurimisala

Uurimisala paikneb Tallinn-Tartu-Võru-Luhamaa põhimaantee Kose-Mäo (km 40-85) lõigu ümbruses Harjumaal ja Järvamaal, täpsemalt vt joonis 1.



Joonis 1. Uurimisala ja kogutud põdrapunktid. Taustakaart: ESRI Imagery ja Maa-amet.

Andmed

Käesolevas bakalaureusetöös on kasutatud teadus- ja arendustöö „Põtrade liikuvusuuring GPS/GSM kaelustega riigi põhimaantee 2 Tallinn-Tartu-Võru-Luhamaa Kose-Mäo (km 40,0-85,0) lõigu piirkonnas“ raames kogutud põtrade asukohaandmeid. Uuringu raames kaelustati kokku 10 põtra (8 pulli ja 2 lehma), kes varustati Lotek Wildcell-MG GPS kaelustega (Oja jt. 2015). Igale põdrale anti ka nimi (vt tabel 2), et neil oleks lihtsam vahet teha. Käesolevasse

uuringsusse on kaasatud kõik asukohapunktid, mis on kogutud vahemikus 16.10.2017-23.04.2018 (kokku 216 092), vt täpsemalt tabel 2. Kahe põdra aegread lõpevad enne 23.04.2018, kuna Nustik lasti jahimehe poolt maha 11.11.2017 ning Jüri puhul lõpetas GPS asukohapunktide edastamise 02.11.2017. GPS positsioneerimise mediaantäpsuseks hinnati katsete põhjal 10 meetrit, mis on koguka ja liikuva looma jälgimiseks igati piisav (Oja jt. 2017). Kordusmõõtmised uuringupiirkonnas andsid tulemuseks veelgi täpsemad tulemused – mediaantäpsus oli koguni 3,1 meetrit. Kaelused on programmeeritud salvestama asukohapunkte igal pool- ning täistunnil, mis seejärel edastatakse GSM sõnumina Tartus Vanemuise 46 asuvasse baasjaama ning talletatakse kohalikus serveris ja xlsx-failis, mida on ka kasutatud antud töö algallikana. Kui loom juhtub sõnumi saatmise hetkel olema leviaugus, siis edastatakse vastavad positsioneerimised, kui GSM on signaali taastanud (Oja jt. 2016). Tuleb rõhutada, et kahe asukohamäärangu vaheline läbitud teekond väljendab minimaalset vahemaad, mille põder pooltunni jooksul läbis, kuna väga suure tõenäosusega ei liikunud isend sirgjooneliselt.

Tabel 2. Uurimuses kasutatud asukohapunktide ja -sammude arv ning nende kogumise ajavahemik.

Nimi	Punkte	Samme	Ajavahemik
Mari	25563	25562	23.10.2016 - 23.04.2018
Priit	24936	24935	04.11.2016 - 23.04.2018
Rambo	24876	24875	07.11.2016 - 23.04.2018
Välk	24818	24817	13.11.2016 - 23.04.2018
Kertu	20967	20966	22.01.2017 - 23.04.2018
Janar	20695	20694	04.02.2017 - 23.04.2018
Maru	20398	20397	10.02.2017 - 23.04.2018
Flegmar	19239	19238	04.03.2017 - 23.04.2018
Nustik	17889	17888	16.10.2016 - 11.11.2017
Jüri	16711	16710	07.11.2016 - 02.11.2017

Teede liiklustiheduse andmed põhinevad Maanteeameti 2017. aasta liiklusloenduse andmetel. Andmeanalüüsis on kasutatud vaid riigiteid, mis jäid isendite kodupiirkondade sisse. Kõik kodupiirkondade sisse jäävad riigiteed ning nende liiklustihedus on välja toodud lisade peatükis tabelis 8. Uuringualale jäävad teed on jaotatud vastavalt liiklustihedusele kahte klassi, milleks on madala liiklustihedusega teed (< 3000 sõidukit ööpäevas) ning suure liiklustihedusega teed (> 8500 sõidukit ööpäevas). Kuna mõõduka liiklustihedusega (1000 - 4000 sõidukit ööpäevas) on uuringualal vaid mõned üksikud teelõigud, ei ole nendest eraldi klassi moodustatud ning

need on arvatud madala liiklustihedusega klassi. Enamuste teede puhul jääb liiklustihedus selgelt alla 1000 sõiduki ööpäevas. Kodupiirkondades paiknevad teed ning nende klassikuuluvus on visualiseeritud joonisel 3.

Ruumiandmete töötlemisel, analüüsimisel ja jooniste koostamisel on kasutatud L-EST97 koordinaatsüsteemi ning kõik töös esitatud kaardid on koostatud *ESRI ArcGIS Pro 2.1.0* GIS tarkvaraga.

Korrelatsioonilised juhuteekonnad

Teede barjääriefekti kindlakstegemiseks on antud uurimuses kasutatud tegelike teeületuste võrdlust simuleeritud teeületustega. Kuna simuleeritud teeületused eeldavad, et põtrade liikumine on vaba ja mõjutamata erinevatest lineaarsetest rajatistest, mis võivad nende liikumist takistada, võib tulemustest välja lugeda, kas isendid ületasid teid rohkem või vähem kui ennustatud läbi simulatsioonide. Sellest omakorda võib järeldada teede kui barjääride mõju loomade liikumisele. Teekondade simuleerimisel on kasutatud korrelatsioonilisi juhuteekondasid (*correlated random walk*), mille suhe tegelike teeületustega on tänapäeva teaduses üks enim kasutatavaid barjääriefekti indikaatoreid (Ascensao et al. 2017; Beyer et al. 2013; Sheperd et al. 2008).

Korrelatsioonilised juhuteekonnad on kahemõõtmelises ruumis simuleeritavad punktide või joonte jadad, kus iga samm on sõltuv eelmisest. Renshaw ja Henderson (1981) on võtnud korrelatsiooniliste simulatsioonide põhimõtte kokku järgmiselt: kui tõenäosus, et järgmine samm liigub ühe ühiku samas suunas kui eelmine samm on p , siis tõenäosus, et järgmine samm liigub ühe ühiku erinevas suunas eelmisest sammust on $1-p$.

Korrelatsiooniliste juhuteekondade simuleerimisel on kasutatud *Geospatial Modelling Environment*'i (0.7.3.0; GME), mis on iseenesest küll vabavaraline tarkvara, kuid mille toimimiseks on vaja ka *ESRI ArcGIS* GIS tarkvara (10.2) ning *R* (3.1.1+) statistikakeskkonda. Simulatsioonid on loodud tööriistaga *movement.simplecrw*, mis võimaldab kasutada statistilisi või empiirilisi väärtuseid tõenäosuste määramisel ning lisada piiri, mille sisse peab teekond jääma. Siiski võib antud tööriista üheks puuduseks pidada asjaolu, et see ei võimalda hooajaliste käitumuslike eripärade (nt suurenenud sammu pikkust jahi- või sigimishooajal) arvestamist ning terve teekond simuleeritakse vaid kahe täpsustatud jaotuse (sammu pikkus ning pöördenurk) põhjal (Beyer 2012). Teise puudusena eeldab *movement.simplecrw*, et põtrade liikumine on juhuslik ning mõjutamata maakattest ning toitumisvõimalustest.

Andmeanalüüsiks on kõikide põtrade positsioneeritutegega *xlsx*-failid konverteeritud *csv*-formaati ning geokodeeritud *ArcGIS Pro*'s koordinaatide (X,Y) veergude alusel geoandmebaasi andmeklassideks. Järgmisena on leitud vajalikud sisendandmed tööriista *movement.simplecrw* kasutamiseks iga põdra kohta eraldi:

- **Peegeldava piirina (*bdn*)** on kasutatud 100% MCP (*minimum convex polygon* ehk minimaalne kumer polügoon) meetodit (Mohr 1947), mis on üks levinuimaid ja ka algelisemaid kodupiirkonna hindamise viise. See väljendab teoreetiliselt, kogutud asukohapunktide põhjal, kui suur võiks olla maa-ala, mida põder kasutab elutegevuseks. Meetod ise kujutab endas kõige välimiste asukohapunktide ühendamist, tekitamaks pindobjekti kõikide punktide ümber. „Kumer“ on ta seetõttu, et kõik MCP välisnurgad on suunaga keskmest eemale. Protsent MCP ees väljendab kui suur osa asukohapunktidest on polügooni sisse kaasatud, seda kasutatakse tavaliselt, et välja arvata juhuslikud ning üksikud ebakorrapärased hulkumised väljapoole kodupiirkonda (Hundertmark, 2007). Enamasti kasutatakse kodupiirkonna hindamisel 95% MCP meetodit, aga kuna käesolevas uurimises on äärmiselt oluline, et andmete aegrida oleks pidev, on kasutatud 100% punktide kaasatust, mistõttu võivad olla kodupiirkondade suurused veidi ülehinnatud. Siiski kui ilmnes, et on mõni väga ebakorrapärane teekond, mis moonutaks tulemusi olulisel määral, on need kodupiirkonnast välja arvatud. Samuti on simulatsioonide koostamisest välja jäetud isendid, kellel on sesoonsed kodupiirkonnad. MCP meetodi puudusena võib välja tuua, et tihti (eriti kumerate punktide korral) kipub see pindala ülehindama, mistõttu on tekkiv polügoon suurem tegelikust maa-alast, kus põder liikunud on. MCP eeliseks teiste kodupiirkonna hindamise meetodite ees võib pidada asjaolu, et tulemusena tekib vaid üks pindobjekt, kuhu on kaasatud kõik asukohapunktid, mistõttu sobib see juhuteekondade piiriks kõige paremini.

100% MCP kodupiirkonnad on moodustatud *ArcGIS Pro* tööriistaga „*Minimum Bounding Geometry*“, mis tekitab asukohapunktidest *shp*-formaadis MCP pindobjekti. Seejärel on arvutatud välja eri teedeklasside kogupikkused iga põdra kodupiirkonnas ning simulatsioonide koostamisse on kaasatud vaid isendid, kelle MCP piiridesse jäid adekvaatsete tulemuste saavutamiseks piisavalt pikad teelõigud. Kuna enamusel ajal aastast ei ole põtradel võimalik veekogudes käia ning isegi kui talviti katab veekogu jää, ei vasta see kodupiirkonna definitsioonile, on kodupiirkondadest välja digitaliseeritud

Paunküla veehoidla (u 4,5 km²), mis on ainuke arvestatava suurusega veekogu uuringualal.

- **Alguspunktiks (*instep*)** on valitud telemeetrilise aegrea esimene positsioneerimise shp-formaadis.
- **Pöördenurk ning sammupikkus (*tad;sld*)** on esmalt arvutatud GME tööriistaga *movement.pathmetrics*, mis lisab väärtused automaatselt sisend shp-faili atribuutide tabelisse. Nende arvutamisel on kaasatud kõik uurimuses kasutatud positsioneerimised. Kuna esimesele ning viimasele asukohapunktile pole võimalik pöördenurka arvutada, lisab programm vastavatesse väljadesse vaikimisi väärtuse „-999“, mis on loomulikult edasisest andmetöötlusest välja arvatud. Sama kehtib ka viimase punkti sammupikkuse puhul. Seejärel on atribuutide tabeli vastavad veerud eksporditud xlsx-formaati, kus andmed on töödeldud simulatsioonide loomiseks vajalikule kujule: andmed on agregeeritud klasside kaupa ning igale klassivahemikule on esitatud tõenäosus, mis väljendab, kui palju väärtusi selles klassivahemikus esineb. Pöördenurkade väärtused jäävad vahemikku -180 ja 180 ning on gruppidesse jaotatud 20 kraadi kaupa. Sammupikkused on grupeeritud 10 meetri kaupa. Et kõikidel põtradel oleksid empiirilised jaotused samal kujul, on sammupikkuste vahemikuks määratud 0-1500. Kõik väärtused, mis sellest piirist ülespoole jäävad (mida on väga vähe), on kaasaarvatud 1490-1500 klassi. Ühtlasi aitab selline piiritlemine vältida hulka 0-väärtusi. Lõpuks on pöördenurgad ja sammupikkused eksporditud csv tekstifailiks. Tööriist kasutab konkreetsete väärtuste valimisel välistamisalgoritmi: tabelist valitakse juhuslik vahemik (kõigi vahemike valikutõenäosus on võrdne), seejärel genereeritakse ühtlase jaotusega juhuslik number, mille põhjal otsustatakse, kas sellest vahemikust väärtus genereeritakse või mitte (väärtus genereeritakse, kui juhuslik väärtus on väiksem või võrdne määratud tõenäosuse väärtusega). Lõppväärtus genereeritakse ühtlase jaotusega juhusliku arvuna vahemiku miinimum- ja maksimumväärtuse vahel.
- **Sammude arv (*nsteps*)** on määratud vastav väärtus, kui palju on kogutud GPS positsioneerimistega samme antud põdralt.
- **Teekondade arv (*iterations*)** on kõikide põtrade puhul 500 ehk kokku genereeritakse iga põdra kohta *nsteps**500 sammu.

Tööriista simuleeritud juhuteekondade väljundfailid kirjutatakse shp-formaati nii punktide kui ka joontena.

Teeületuste arvu leidmine ning andmeanalüüs

Tegelike teeületuste arvu leidmiseks on *ArcGIS Pro*'s moodustatud GPS asukohapunktidest liikumisteed. Looma liikumisteed ja teede lõikumiste arvu leidmiseks on kasutatud tööriista *Intersect*, mis kirjutab kõik teeületuskohad punktojektideks. Teeületuste arv on leitud eraldi nii suure kui ka madala liiklustihedusega teede puhul.

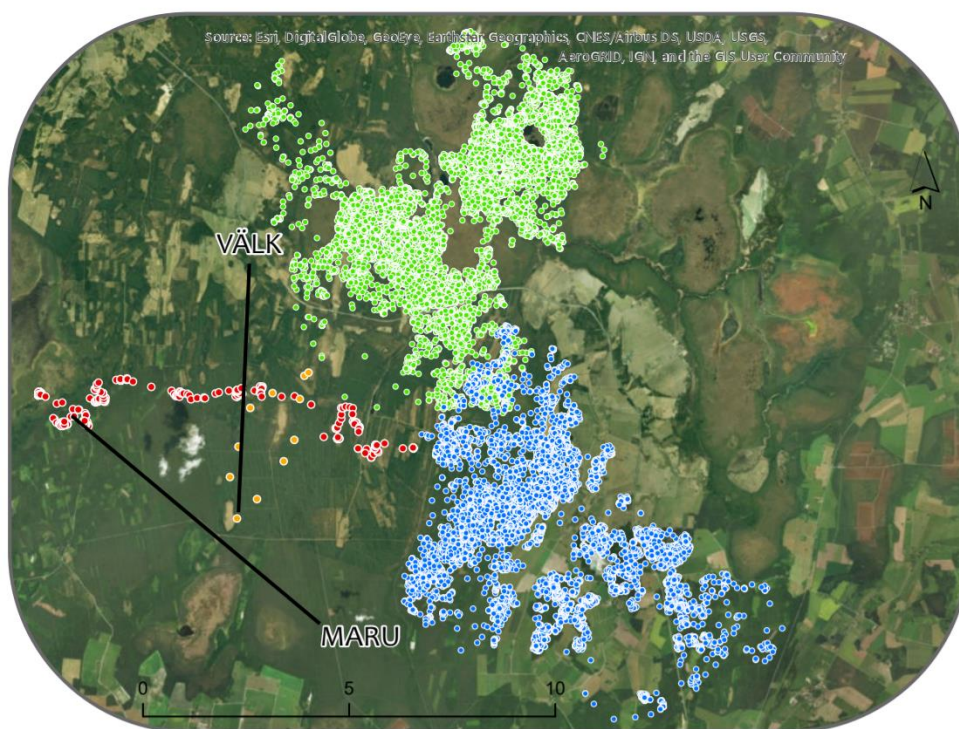
Kuna simuleeritud teekonnad on väga mahukad ning teeületuste leidmine sarnaselt tegelikele võtaks väga kaua aega, on need leitud lõikumise ruumipäringuga. Selle tulemusena ei teki väljundfaili, vaid selekteeritakse kõik teega lõikuvad sammud ning tulemi saab välja lugeda atribuutide tabelist. Tulemväärtus on agregeeritud kõikidest teeületustest, mistõttu konkreetse väärtuse saamiseks põdra kohta on leitud keskmine teeületuste arv teekonna kohta. Sarnaselt tegelike teeületustega on ka simuleeritud teeületuste puhul leitud lõikumised mõlema teedeklassi jaoks eraldi.

Kuna eri põtradel on asukohapunkte kogutud erineval määral, iseloomustab teeületusi paremini nende väljendamine kümne tuhande sammu (10001 positsioneeringu) kohta, mida on ka kasutatud antud uurimuses. Samuti kuna teeületused on suuresti sõltuvad teede kogupikkusest kodupiirkonnas ning ka kodupiirkonna suurusel, on teeületuste sageduse iseloomustamiseks kasutatud teeületusindeksit, mis väljendab teeületusi kodupiirkonna teede tiheduse suhtes. Teeületusindeksi leidmiseks on teeületused 10 000 sammu kohta jagatud teede tihedusega kodupiirkonnas. Erinevuse olulisustõenäosuse määramisel on kasutatud t-testi ning statistiliselt oluliseks on peetud erinevust, mille $p < 0,05$.

Tulemused

100% MCP kodupiirkonnad

Nagu metoodikas mainitud, arvati ebakorrapärased teekonnad, mis oleksid tulemusi suuresti mõjutanud, kodupiirkondadest välja. Selliseid edasi-tagasi liikumisi oli vaid Marul ning Välgul. Kõik väljaarvatud punktid (Marul 364 ja Välgul 11) on välja toodud joonisel 2. Eemaldatud punktid on välja arvestatud ka juhuteekonna simulatsioonide kogusammudest. Lisaks on Kertu kodupiirkonnast välja arvatud Paunküla veehoidla.



Joonis 2. Maru ja Välgü kodupiirkondadest väljaarvatud punktid, tähistatud vastavalt punase ja oranžiga. Taustakaart: ESRI Imagery.

Põtrade kodupiirkondade suurused erinesid suuresti, jäädes 30,55 ning 180,01 ruutkilomeetri vahele. Kertul on väljajoonistunud kaks erinevat sesoonset kodupiirkonda ning seetõttu väljendub MCP kogupindalas ka nende vaheline teekond, mida Burti (1943) definitsiooni kohaselt ei arvestata kodupiirkonna sisse. Seetõttu on Kertu edasisest andmetöötlusest, kokkuvõtvast statistikast ning simulatsioonide genereerimisest välja arvatud.

Suurimad kodupiirkonnad olid Priidul ja Nustikul, ulatudes üle 100 km². Kõige väiksemaid maa-alasid on igapäevaseks elutegevuseks kasutanud Mari ja Rambo, kelle kodupiirkonnad jäid alla 50 km². Keskmise kodupiirkonna suurus põtradel (va Kertu) oli 81 km² ning

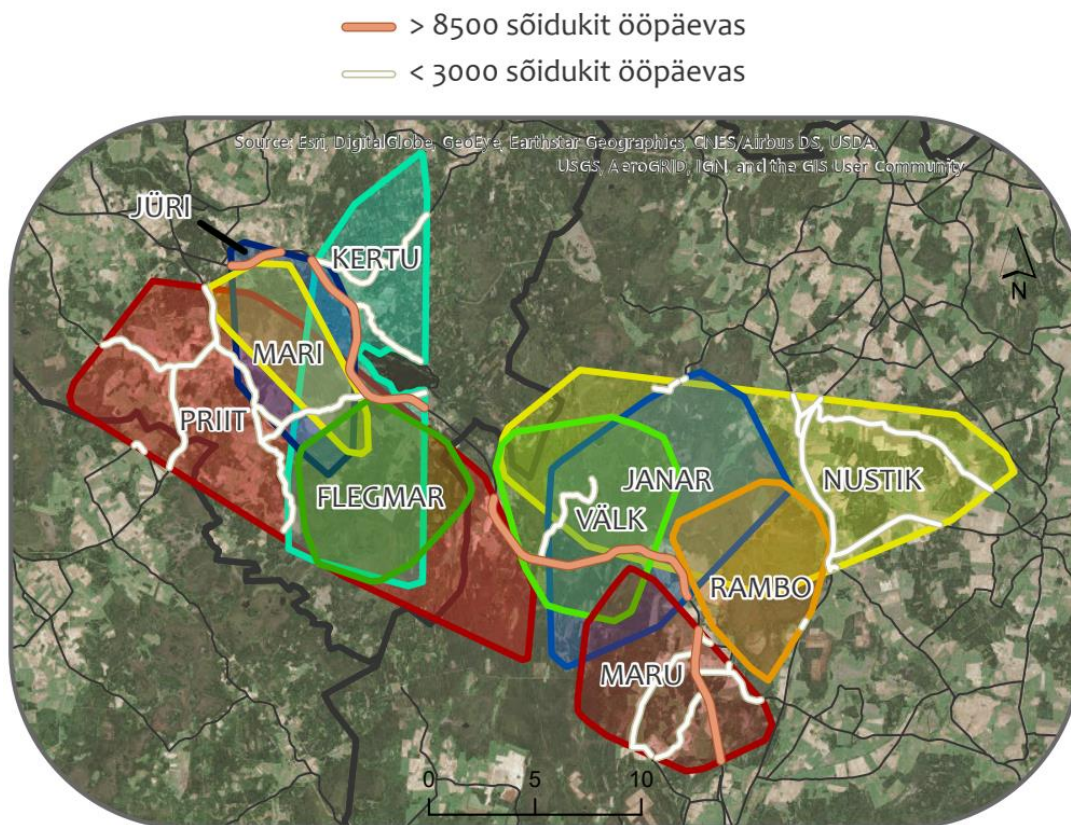
mediaanväärtus oli Välgul (77,74 km²). Kodupiirkondade suurus kõikide põtrade kohta on välja toodud tabelis 3, lisaks on kodupiirkonnad visualiseeritud ka joonisel 3.

Tabel 3. Kodupiirkondade suurus ning nende siseste riigiteede kogupikkus ja tihedus..

		Madala liiklustihedusega teed		Suure liiklustihedusega teed	
Nimi	Kodupiirkonna suurus (km ²)	Kogupikkus (km)	Tihedus (m/km ²)	Kogupikkus (km)	Tihedus (m/km ²)
Mari	30,55	3,30	108,0	0	0,0
Priit	180,01	32,98	183,2	5,54	30,8
Rambo	43,47	0,35	8,1	0	0,0
Välk	60,56	6,06	100,1	9,49	109,1
Kertu	98,52	17,98	177,4	9,94	96,6
Janar	97,99	5,37	54,8	8	81,6
Maru	53,33	16,18	303,4	6,38	119,6
Flegmar	48,34	0	0,0	0	0,0
Nustik	167,87	33,21	197,8	3,59	21,4
Jüri	46,86	7,52	160,5	6,48	138,3
Keskmine (va Kertu)	81,00	11,66	158,3	4,07	71,55

Madala liiklustihedusega teede keskmine tihedus kodupiirkondades oli 158,3 m/km² ning suure liiklustihedusega teedel oli vastav väärtus 11,66 m/km². Seega hõredama liiklusega teede tihedus oli kodupiirkondades tunduvalt suurem.

Kuna Flegmari kodupiirkonda ei jäänud ühtegi riigiteed, ei ole tema kohta ka simulatsioone koostatud. Sama kehtib ka Rambo kohta, kelle kodupiirkonna serva jäi vaid 0,35 kilomeetrine Pärnu-Rakvere-Sõmeru riigimaantee teelõik. Seega simulatsioonid on koostatud kokku 7 põdra kohta, kelleks on Mari, Priit, Välk, Janar, Maru, Nustik ja Jüri.



Joonis 3. Põtrade kodupiirkonnad ja nende siseste teede liiklustiheduse klassid. Taustakaart: ESRI Imagery ja Maa-amet.

Tegelikud teeületused

Summaarselt ületasid 7 põtra madala liiklustihedusega teid kokku 303 korda ning 6 põtra, kelle kodupiirkonna sisse jäi suure liiklustihedusega tee, ületasid seda kokku 45 korda. Individuaalsete teeületuste arv on välja toodud võrdluse peatükis, tabelites 6 ja 7.

Kõik seitse põtra, kes simulatsioonide genereerimisse kaasati, ületasid madala liiklustihedusega teid korduvalt. 10 000 sammu kohta oli enim teeületusi Jüril (34,71) ning kõige vähem Priidul (8,42). Keskmiselt ületasid põdrad madala liiklusedusega teid 20,87 korda 10 000 sammu kohta. Kui lisaks reaalsele teeületustele võtta arvesse ka teede tihedus kodupiirkonnas, selgub, et suhteliselt ületas enim teid Vääk, kelle teeületusindeks oli 346,45. Keskmise teeületusindeksi põtrade hulgas madala liiklustihedusega teedel oli 159,6.

Suure liiklustihedusega teid ületati 4 isendi poolt, kelleks olid Vääk, Janar, Maru ning Jüri. Mari kodupiirkonda ei jäänud ühtegi kõrge liiklusedusega teed, mistõttu on antud uurimuse kontekstis arvestatud, et tal ei olnudki võimalik tiheda liiklusega teed ületada. Nustiku ja Priidu kodupiirkondadesse küll jäi mingil määral suure liiklusedusega teid, aga tegemist oli

võrdlemisi lühikeste lõikudega (vt tabel 3), mis jäid kodupiirkonna servaalale ning mida isendid ei ületanud kordagi. Siiski kuna nad käisid sealsele teele väga lähedal ning teoreetiliselt oleksid võinud seda ületada, kuid suure tõenäosusega nad ei teinud seda just barjääriefekti tõttu, ei ole neid edasisest uurimusest välja arvatud.

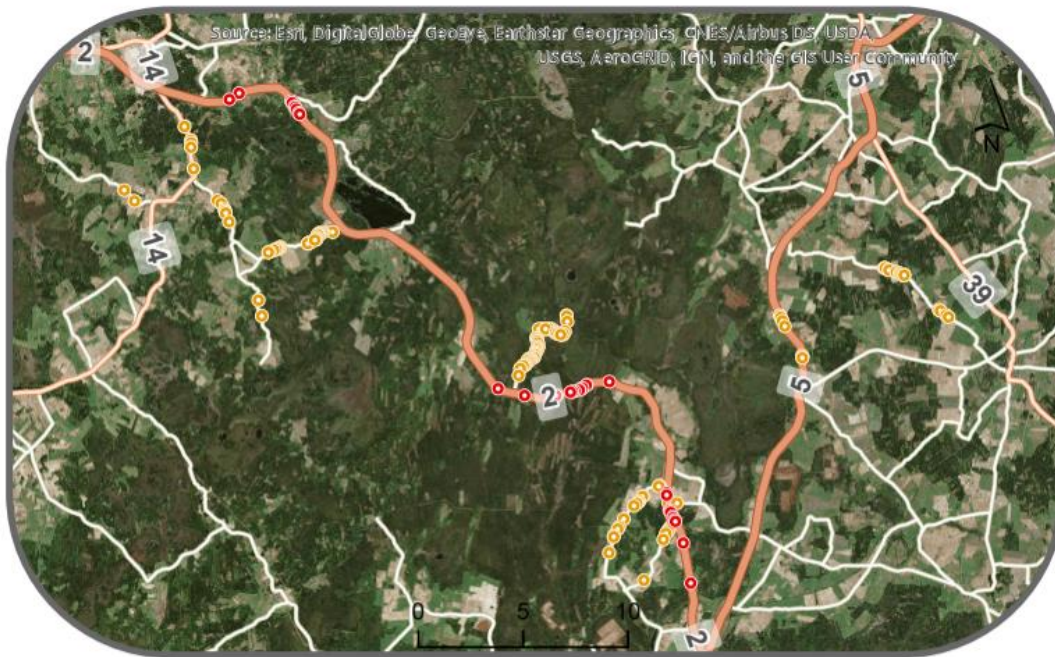
Kõige usinam teeületaja oli Jüri, kes ületas teid 10 000 sammu kohta keskmiselt 7,18 korda (sagedamini kui korra kuus), talle järgnesid Maru (6,86), Välk (4,84) ning Janar (3,38). Keskmiselt tegid põdrad (va Mari) 3,71 teeületust 10 000 sammu kohta suure liiklustihedusega teedel. Teeületusindeks oli kõrgeim Marul (58,41) ning Priidul ja Nustikul oli vastav väärtus 0, kuna nad ei ületanud teid kordagi.

Tegelikud teeületused eri teeklassidega on kantud tabelisse 4. ning kujutatud ka joonisel 4.

Tabel 4. Põtrade teeületused 10 000 sammu kohta ja teeületusindeksid. *Väärtust pole võimalik leida.

Nimi	Teeületusi 10 000 sammu kohta		Teeületusindeks	
	Madal liiklustihedus	Suur liiklustihedus	Madal liiklustihedus	Suur liiklustihedus
Mari	13,30	x*	123,14	x*
Priit	8,42	0	45,97	0
Välk	34,65	4,84	346,45	44,32
Janar	9,66	3,38	176,36	41,43
Maru	11,77	6,86	39,49	58,41
Nustik	33,54	0	169,55	0
Jüri	34,71	7,18	216,29	51,93
Keskmine	20,87	3,71	159,60	32,68

Tabelist kajastub, et kui teeületuste arvu 10 000 sammu kohta võrrelda, siis ilmneb suur vahe erineva liiklustihedusega teede vahel – madala liiklustihedusega teid ületati üle 5,5 korra rohkem kui suure liiklustihedusega teid. Oluliselt kõrgem (üle 4,5 korra, $p < 0.02$) on ka teeületusindeks vähese liiklusega teedel, mistõttu võib järeldada, et tihedama liiklusega teed kujutavad endast suuremat barjääri, kui vähese liiklusega teed.



Joonis 4. Tegelik teeületuste asukohad. Taustakaart: ESRI Imagery ja Maa-Amet.

Juhuteekondade teeületused

Kokku simuleeriti *Geospatial Modelling Environment* 'is 3500 juhuteekonda, mille loomiseks genereeriti üle 75,5 miljoni samm. Konkreetse põdra kohta genereeritud sammude arv jäi vahemikku 8,355 ning 12,781 miljonit, vastavalt sellele, kui palju oli tema puhul kogutud reaalseid, positsioneeritud põhinevaid samme. Nagu eelnevalt mainitud, puuduvad Maril väärtused suure liiklustihedusega teede ületamise kohta, kuna kodupiirkonna piirides tal ei olnudki võimalik neid ületada.

Summaarselt ületasid põtrade simulatsioonid keskmiselt ühe teekonna kohta madala liiklustihedusega teid 850,30 korda ning suure liiklustihedusega teid 383,43 korda. Täpsemalt vt võrdluste ptk tabelid 6 ja 7.

Madala liiklustiheduse puhul ületas enim teid keskmiselt 10 000 sammuga kohta (95,67) Maru ning vähim teeületusi tegi Janar (22,17). Keskmiselt ületasid kõik põdrad hõreda liiklusega teid 57,88 korda 10 000 sammuga kohta. Teeületusindeks oli kõrgeim Jüril (412,08) ning madalaim Marul (315,33), kelle kohta simuleeritud teekonnad ületasid küll enim teid, kuid seda just peamiselt tänu suurele teede tihedusele kodupiirkonnas. Keskmise teeületusindeksi vähese liiklusega teedel oli 371.

Suure liiklustihedusega teid ületasid enim Jüri kohta genereeritud juhuteekonnad – 46,46 korda 10 000 sammu kohta ning vähim ületusi tehti Nustiku puhul, kelle vastav väärtus oli 10,73. Keskmiselt ületasid põdrad simulatsioonides suure liiklustihedusega teid 30,98 korda 10 000 sammu kohta. Teeületusindeks oli kõrgeim Nustikul (501,90) ning madalaim Jüril (336,01).

Tabel 5. Juhuteekondade teeületused 10 000 sammu kohta ning teeületusindeksid. *Väärtust ei ole võimalik leida.

Nimi	Teeületusi 10 000 sammu kohta		Teeületusindeks	
	Madal liiklustihedus	Suur liiklustihedus	Madal liiklustihedus	Suur liiklustihedus
Mari	34.29	x*	317.43	x*
Priit	74.25	15.22	405.24	494.58
Välk	35.42	36.71	353.95	336.30
Janar	22.17	34.83	404.63	426.61
Maru	95.67	41.90	315.33	350.26
Nustik	77.20	10.73	390.23	501.90
Jüri	66.13	46.46	412.08	336.01
Keskmine	57.88	30.98	371.27	407.61

Tabelist 5 ilmneb, et juhuteekonnad ületasid peaaegu poole rohkem vähese liiklusega teid kui teid, kus on tihe liiklus. Siiski kui arvesse võtta ka teede tihedus kodupiirkondades, numbrid tasakaalustuvad ning teeületusindeksid eri klasside vahel erinevad vaid veidi üle 0,1 korra, mis kinnitab veelkord, et simuleeritud teekonnad on igati juhuslikud ja mõjutamata reaalistest barjääridest.

Tegelike ja juhuteekondade teeületuste võrdlus

Kõik 7 põtra, kelle kodupiirkonda jäi madala liiklustihedusega tee, ületasid neid oluliselt vähem ($p < 0,005$), kui ennustatud läbi korrelatsiooniliste juhuteekondade. Keskmiselt ületasid põdrad vähese liiklusega teid 3,86 korda vähem kui simulatsioonides. Ainsa põdrana ei ilmnenu barjääriefekti mõju Välgul, kelle kohta simuleeritud juhuteekonnad ületasid keskmiselt teid vaid 1,02 korda rohkem kui tegelikkuses. Ülejäänud põdrad ületasid juhuteekondade puhul märgatavalt rohkem teid kui tegelikkuses ning erinevused jäid 191 kuni 882 protsendi vahele.

Suurimad vahed tegelike ja simuleeritud teeületuste vahel ilmnescid Priidul ja Marul, kes ületasid teid vastavalt 8,82 ja 8,13 korda vähem kui ennustatud simulatsioonidega. Põtrade simuleeritud teeületuste võrdlus tegelikega madala liiklustihedusega teedel on välja toodud tabelis 6.

Tabel 6. Tegelikud ja juhuteekondade teeületused madala liiklustihedusega teedel teekonna kohta.

Nimi	Tegelikud teeületused	Juhuteekondade teeületused	Erinevus
Mari	34	87,6	2,58
Priit	21	185,1	8,82
Väik	86	87,9	1,02
Janar	20	45,9	2,29
Maru	24	195,1	8,13
Nustik	60	138,1	2,30
Jüri	58	110,5	1,91
Keskmine	43,29	121,5	3,86

Suure liiklussagedusega teid ületasid põdrad samuti oluliselt vähem ($p < 0,001$), kui ennustatud läbi simulatsioonide. Kuna Priit ja Nustik ei ületanud tegelikkuses tiheda liiklusega teid kordagi, ei ole ka võimalik nende puhul arvutada erinevust. Teiste põtrade hulgas ilmnescid vähemalt kuuekordsed erinevused, keskmine oli 7,62 (va Priit ja Nustik). Kõige väiksem erinevus tegelike teeületustega oli Marul, kes ületas teid 6,1 korda vähem kui keskmiselt simuleeritud juhuteekonna kohta, ning suurim erinevus ilmnesc Janaril, kelle vastav väärtus oli 10,3. Tegelikud ja simuleeritud teeületused ning nende erinevused on välja toodud tabelis 7.

Tabel 7. Tegelikud ja juhuteekondade teeületused suure liiklustihedusega teedel teekonna kohta. *Väärtust pole võimalik arvutada.

Nimi	Tegelikud teeületused	Juhuteekondade teeületused	Erinevus
Priit	0	38,0	x*
Välk	12	91,1	7,59
Janar	7	72,1	10,30
Maru	14	85,5	6,10
Nustik	0	19,2	x*
Jüri	12	77,6	6,47
Keskmine	7,5	63,9	7,62

Erinevate teeklasside võrdlemisel ilmneb, et suure liiklustihedusega teede puhul on teeületuste erinevus pea 2 korda suurem ($p < 0,04$) kui vähese liiklusega teede puhul. Seega võib ka siin järeldada, et suure liiklustihedusega teed kujutavad endast tugevamat potentsiaalset barjääri, kui vähese liiklusega teed.

Arutelu

Kõik sissejuhatuses püstitatud eesmärgid said uurimuses täidetud ning konkreetsed uurimisküsimused vastatud. Järgnevalt on arutletud uurimisküsimuste tulemuste ja usaldusväarsuse üle ning seostatud neid varasemate uuringute ja teoreetiliste lähtekohtadega.

Põtrade kodupiirkondade suurused jäid vahemikku 30-180 km², mis kinnitab teoreetilises ülevaates mainitud seaduspära, et on väga palju tegureid, mis selle suurus mõjutavad. Siiski peamine mõjutustegur, milleks peetakse keskkonda, ei omanud suurt rolli, kuna uuringuala keskkonnatingimused varieeruvad minimaalselt. Seega võib peamise mõjutajana välja tuua eelkõige põdra käitumusliku iseloomu. Kodupiirkonna suuruseid võib võrrelda varasemalt Franzmanni ja Schwartzi (1997) uuringuga, kes väitsid, et need jäävad kümne ja paarisaja kilomeetri vahele. Varasemalt Eestis põdra kodupiirkonna suurus uurinud Villu Luku (2007) tulemustest olid kõikidel uuritud põtradel märgatavalt suuremad kodupiirkonnad. Siiski on käesolevas uurimuses kasutatud oluliselt rohkem ning täpsemaid andmeid (Lukk hindas kodupiirkonna suurus vaid 197 raadiokaelusega määratud asukohapunkti põhjal), mistõttu ei pruugi antud võrdlus olla kõige pädevam. Veelkord tasub mainida juba metoodikas välja toodud MCP meetodi puuduseid, mistõttu jäid kodupiirkonna sisse ka alad, kus põdrad ei käinud kordagi. Niivõrd täpsete ja väikese ajavahemiku tagant tehtud positsioneerimiste hindamiseks oleks ilmselt parem mittekumera polügooni kasutamine, kuid sellega kaasneb ka oht, et korrelatsioonilised juhuteekonnad takerduvad kitsastesse sopistustesse. Samuti kuna mittekumera meetodi tulemused on oluliselt täpsemad, jääksid suure tõenäosusega kodupiirkonnast välja teelõigud, mida põdrad ei ületanud kordagi just barjääriefekti tõttu, mille hindamine on uurimuse põhiliseks eesmärgiks. Seega ei saa kindlalt väita, et täpsemad kodupiirkonna hinnangud oleksid parandanud antud uuringu usaldusväärsust, kuid edaspidistes uuringutes võiks kindlasti katsetada ka mittekumera kodupiirkonna kasutamist peegeldava piirina.

Tegelike teeületuste leidmist kasutatud positsioneerimiste põhjal võib pidada igati usaldusväärseks, kuna asukohapunktide mediaantäpsuseks oli 3 meetrit. Tegelikke teeületuste võrdlemisest eri liiklustihedusega (tabel 4) teedel ilmneb selgelt barjääriefekti mõju – tiheda liiklussagedusega teid ületati oluliselt vähem ($p < 0.02$) kui madala liiklussagedusega teid. See kinnitab ka Iuell et al. (2003) poolt (tabelis 1) väljatoodud liiklussageduse ja barjääriefekti seoseid, kus teed liiklustihedusega alla 1000 sõiduki ööpäevas (enamik teid uurimisalal) on läbitavad enamikele loomaliikidele, 1000-4000 (üksikud teelõigud uurimisalal) on läbitavad

vähemtundlikele liikidele ning 4000-10 000 sõiduki puhul ööpäevas (Tallinn-Tartu-Võru-Luhamaa maantee) peletatakse paljud loomad barjäärist eemale. Asjaolu, et enamik põtru ületasid mõlema liiklustihedusega teid korduvalt, kinnitab veelkord teoorias välja toodud fakti, et teed ei ole täielikud barjäärid, vaid mõjutavad läbi häiringute põtru käitumuslikult, kuid füüsiliselt ei takista täielikult nende liikumist.

Korrelatsiooniliste juhuteekondade simuleerimist võib pidada arvestatavaks meetodiks barjääriefekti hindamisel, mille tulemusena saavutati oodatavad tulemused – põdrad ületasid oluliselt rohkem ($p < 0.001$) madala- ja suure liiklustihedusega teid simulatsioonides, kui tegelikkuses. Oluline erinevus ($p < 0.04$) ilmnes ka madala liiklustihedusega ja suure liiklustihedusega teede vahel, kui põtrade tegelike ja simuleeritud teeületuste erinevus oli tiheda liiklusega teedel ligi 2 korda suurem. Seega võib järeldada, et teed piiravad oluliselt põtrade liikumist, isegi madala liiklustiheduse puhul, kus liiklushäiring on võrdlemisi väike, kuid see-eest etendavad olulist rolli serva- ja tühimikuefekt. Suurema liiklustihedusega teede puhul mängivad rolli kõik eelnimetatud efektid, kuid kuna liiklushäiring on tunduvalt suurem, tekitavad need ka tugevamat barjääriefekti. Meetodi usaldusväärsust kinnitab ka, et uurimuse tulemused on sarnased enamuse seni läbiviidud uuringutega maailmas (Bartzke et al. 2015; Dyer et al. 2002; Eldegard et al. 2012; Laurian et al. 2008; Sheperd et al. 2008). Näiteks Dyer et al. (2002) leidsid, et põhjapõdrad ületasid teid kuni 6 korda vähem, kui ennustatud simulatsioonidega, mis on üle 1.5 korra suurem, kui antud uuringu erinevus madala liiklustihedusega teedel, kuid üle 0.25 korra väiksem, kui tiheda liiklusega teedel. Seega võib väita, et antud uurimistöö põhilise tulemusena saavutati oodatavad tulemused, mis on ligilähedased ka varasemate barjääriefekti käsitlevate uuringutega. Siiski võrreldes varasemate läbiviidud uuringutega, on käesoleva uurimuse puhul silmapaistev just kasutatud positsioneerimise sagedus ja arv.

Uurimistöö tulemused näitavad, et teede tekitatud killustatus on tõsiseks probleemiks uuringualal, kuid võimalikke lahendusi on keeruline välja pakkuda. Suurulukitele sobivate ökoduktide rajamise ja tee tarastamisega Tallinn-Tartu maanteel suureneks liiklusohutus aga see-eest tõenäoliselt suureneks ka barjääriefekt sarnaselt Olssoni ja Wideni läbiviidud uurimusega. Siiski on uuringupiirkonnas hetkel ehitamisel uus 12,7 kilomeetrine Kose-Ardu maanteetrass, mis hakkab asendama senist maanteed, kuhu on ka kavandatud üks ökodukt (Maanteeameti koduleheküljel).

Kokkuvõte

Käesoleva bakalaureusetöö põhieesmärgiks oli erineva liiklussagedusega (kõrge/madal) teede barjääriefekti hindamine põtrade (*Alces alces*) liikumisel kodupiirkonna siseselt. Kodupiirkondade leidmiseks kasutati 100% MCP meetodit ning barjääriefekti tugevuse määramiseks kasutati korrelatsiooniliste juhuteekondade simuleerimist ja seejärel nende võrdlemist tegelike teeületustega. Usaldusväärsete tulemuste saavutamiseks simuleeriti kokku 3500 juhuteekonda (iga põdra kohta 500), mis koosnesid üle 75,5-st miljonist sammust.

Põtrade kodupiirkondade suurused varieerusid suuresti ning jäid vahemikku 30,55 ja 180,01 km², keskmine kodupiirkonna suurus oli 81 km². Keskmiselt oli vähese liiklusega teede tihedus kodupiirkondades 158,3 m/km² ning tiheda liiklusega teedel oli vastav number 71,55. Madala liiklustihedusega teid ületati põtrade poolt üle 5,5 korra rohkem kui suure liiklustihedusega teid, keskmised teeületusindeksid olid vastavalt 159,6 ning 32,68. Teeületusindeks erines eri liiklustihedusega teedel oluliselt ($p < 0,02$), mis peegeldab tugevamat barjääriefekti tihedama liiklusega teedel.

Erinevused tegelike ja simuleeritud teeületuste vahel erinesid oluliselt mõlema teeklassi puhul. Madala liiklustihedusega teid ületati keskmiselt üle 3,5 korra rohkem ($p < 0,005$) simuleeritud teekondades kui tegelikkuses. Suure liiklustiheduse puhul ilmnes oluliselt suurem ($p < 0,04$) erinevus võrreldes madala liiklustihedusega teedega, kui tiheda liiklusega teid ületati 7,62 korda vähem ($p < 0,001$), kui ennustatud simulatsioonidega.

Tulemused näitavad selgelt, et teed mõjutavad oluliselt põtrade liikumist, piirates nende vaba liikumist kodupiirkonnas. Hoolimata madalast liiklustihedusest, kujutavad ka vähese liiklusega teed endast barjääre tänu serva- ja tühimikuefektile. Teebarjääri tugevus suureneb oluliselt, kui suureneb ka liiklustihedus ning sõidukite poolt tekitatav häiring on kõrgem, mistõttu ületavad põdrad oluliselt vähem tihedama liiklusega teid. Seega teede tekitatud killustatus on Eestis väga suureks probleemiks põtrade (ilmselt ka teiste imetajate) puhul, piirates oluliselt nende liikumist ja seeläbi tõenäoliselt takistades ka geenivoogusid, mille tulemusena võib suurendada populatsiooni ebastabiilsust.

The impact of barrier effect of roads on moose movements and its dependence on traffic volume

Karl Hendrik Holst

Summary

The intent of this bachelor's thesis was to assess road permeability of roads with low (less than 3000 vehicles per 24 hours) and high (over 8500 vehicles per 24 hours) traffic volume among moose (*Alces alces*) inside their home ranges. To determine home ranges 100% minimum convex polygons (MCP) were constructed and road permeability was evaluated by generating correlated random walks, which were then compared to actual road crossings by moose. Altogether 3500 iterations (500 for each moose) were simulated, which consisted of over 75.5 million steps.

Moose home range sizes varied from 30.55 to 180.01 km² and the average home range size was 81 km². The average density of low traffic roads inside home ranges was 158.3 m/km² and the corresponding value for high traffic roads was 71.55. Roads with low traffic were crossed 5.5 times more than high traffic roads, the average road crossing indices were respectively 159.6 and 32.68, which showed a significant difference ($p < 0.02$) indicating that roads with higher traffic volumes pose as stronger barriers than low traffic roads.

Actual and simulated road crossings differed significantly for both high and low traffic volume roads. Roads with low traffic were crossed 3.5 times less ($p < 0.005$) than predicted by simulations and the respective value for high traffic roads was 7.62 ($p < 0.001$). Significant difference ($p < 0.04$) also appeared in comparison of different road classes, confirming once again that roads with higher traffic volumes pose as stronger barriers.

The results of this research demonstrate clearly that roads limit significantly moose movements inside their home ranges. Despite of low traffic volume, such roads pose as barriers to moose through edge- and gap avoidance. The impact of barrier effect of roads increases as the traffic volume rises, due to stronger traffic avoidance. That makes roads with higher traffic volumes less permeable than low traffic roads. Overall conclusion that can be drawn from this research is that road fragmentation is an important issue in Estonia because it clearly limits moose movements and gene flow, thus increasing population instability.

Tänuavaldused

Autor soovib tänada oma juhendajaid prof. Tõnu Oja ja MSc Maris Kruuset, kes andsid omapoolse panuse antud töö valmimisse, pühendades aega ning nõustades terve töö kirjutamise jooksul. Samuti tänab autor Maanteeametit liiklustiheduse andmete eest ja kõiki Maanteeameti projektis „Põtrade liikuvusuuring GPS/GSM kaelustega riigi põhimaantee 2 Tallinn-Tartu-Võru-Luhamaa Kose-Mäo (km 40,0-85,0) lõigu piirkonnas“ osalenuid, tänu kellele sai võimalikuks põtrade GPS positsioneerimise kasutamine töö peamiste lähteandmetena.

Kasutatud kirjandus

Andersen, R. (1991). Habitat Deterioration and the Migratory Behaviour of Moose (*Alces alces* L.) in Norway. *Journal of Applied Ecology*, 28(1), 102-108.

Andersone-Lilley, Ž.; Balčiauskas, L.; Ozoliņš, J.; Randveer, T.; Tõnisson, J (2010). Ungulates and their management in the Baltics (Estonia, Latvia, Lithuania). M. Apollonio; R. Andersen; R. Putman (toim). *European Ungulates and Their Management in the 21st Century* (103-129). Cambridge: Cambridge University Press.

Ascensao, F.; Lucas, P. S.; Costa, A. ja Bager, A. (2017). The effect of roads on edge permeability and movement patterns for small mammals: a case study with Montane Akodont. *Landscape ecology*, 32(4), 781-190.

Ballard, W. B.; Whitman, J.S. ja Reed, D.J. (1991). Population Dynamics of Moose in South-Central Alaska. *Wildlife Monographs*, 114, 3-49.

Bartzke, G. S.; May, R.; Solberg, E. J.; Rolandsen, C. M. ja Roskaft, E. (2015). Differential barrier and corridor effects of power lines and rivers on moose. *Ecosphere*, 6(4), 1-17.

Beyer, H. L. (2012) *Geospatial Modelling Environment Version 0.7.2 RC2*.

Beyer, H. L.; Gurarie, E.; Borger, L.; Panzacchi, M.; Basille, M; Herfindal, I., ...Matthiopoulos, J. (2016). 'You shall not pass!': quantifying barrier permeability and proximity avoidance by animals. *Journal of Animal Ecology*, 85(1), 43-53.

Beyer, H. L.; Ung, R.; Murray, D. L. ja Fortin, M. J. (2013). Functional responses, seasonal variation and thresholds in behavioural responses of moose to road density. *Journal of Applied Ecology*, 50, 286-294.

Bjørneraas, K.; Herfindal, I.; Solberg, E. J.; Sæther, B. E.; van Moorter, B. ja Rolandsen, C. M. (2012). Habitat quality influences population distribution, individual space use and functional responses in habitat selection by a large herbivore. *Oecologia*, 168, 231-243.

Bowman, J.; Ray, J. C.; Magoun, A. J.; Johnson, D. S. ja Dawson, F. N. (2010). Roads, logging, and the large-mammal community of an eastern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Zoology*, 88(5), 454-467.

- Bruggeman, J. E.; Garrott, R. A.; White, P. J.; Watson, F. G. R. ja Wallen, R. (2007). Covariates Affecting Spatial Variability in Bison Travel Behavior in Yellowstone National Park. *Ecological Applications*, 17(5), 1411-1423.
- Burkey, T. V.; Extinction in Nature Reserves: The Effect of Fragmentation and the Importance of Migration between Reserve Fragments. *Oikos*, 55(1), 75-81.
- Burt, W. H. (1943). Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals. *Journal of Mammalogy*, 24(3), 346-352.
- Cederlund, G. ja Sand, H. (1994). Home-Range Size in Relation to Age and Sex in Moose. *Journal of Mammalogy*. 75(4), 1005-1012.
- Cederlund, G. N. ja Okarma, H. Home Range and Habitat Use of Adult Female Moose. *The Journal of Wildlife Management*, 52(2), 1988.
- Cederlund, G.; Sandegren, F. ja Larsson, K. (1987). Summer Movements of Female Moose and Dispersal of Their Offspring. *The Journal of Wildlife Management*, 51(2), 342-352.
- Chen, H. ja Koprowski, J. L. (2016). Barrier effects of roads on an endangered forest obligate: influences of traffic, road edges, and gaps. *Biological Conservation*, 199, 33-40.
- Collins, W. B. ja Helm, D. J. (1997). Moose, *Alces alces*, habitat relative to riparian succession in the boreal forest, Susitna River, Alaska. *Canadian Field Naturalist*, 111(4), 567-574.
- Courtois, R.; Dussault, C.; Potvin, F. ja Daigle, G. (2002). Habitat selection by moose (*alces alces*) in clear cut landscapes. *Alces*, 38, 177-192.
- Curatolo, J. A. ja Murphy, S. M. (1986). The effects of pipelines, roads, and traffic on the movements of caribou, *Rangifer tarandus*. *Canadian Field Naturalist*, 100(2), 218-224.
- Doerr, G. J. (1983). Home Range Size, Movements and Habitat Use in Two Moose, *Alces alces*, Populations in Southeastern Alaska. *Canadian Field-Naturalist*, 97(1), 79-88.
- Dyer, S. J.; O'Neill, J. P.; Wasel, S. M ja Boutin, S. (2002). Quantifying barrier effects of roads and seismic lines on movements of female woodland caribou in northeastern Alberta. *Canadian Journal of Zoology*, 80(5), 839-845.
- Eldegard, K.; Lyngved, J. T. ja Hjeljord, O. (2012). Coping in a human-dominated landscape: trade-off between foraging and keeping away from roads by moose (*Alces alces*). *European Journal of Wildlife Research*, 58(6), 969-979.

- Eldegard, K.; Lyngved, T. ja Hjeljord, O. (2012). Coping in a human-dominated landscape: trade-off between foraging and keeping away from roads by moose (*Alces alces*). *European Journal of Wildlife Research*, 58(6), 969-979.
- Epps, C. W.; Palsbøll, P. J.; Wehausen, J. D.; Roderick, G. K.; Ramey, R. R ja McCullough, D. R. (2005). Highways block gene flow and cause a rapid decline in genetic diversity of desert bighorn sheep. *Ecology Letters*, 8, 1029-1038.
- Foley, J. A.; Defries, R.; Asner, G. P.; Barford, C.; Bonan, G.; Carpenter, R.; ...Snyder, P. K. (2018). Global Consequences of Land Use. *Science*, 309(5734), 570-574.
- Ford, A. T ja Fahrig, L. (2008). Movement Patterns of Eastern Chipmunks (*Tamias striatus*) Near Roads. *Journal of Mammalogy*, 89(4), 895-903.
- Forman, R. T. T. (1995). *Land Mosaics: The Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge: Cambridge University Press.
- Franzmann, A. W. ja Schwartz, C. C. (2007). *Ecology and Management of the North American Moose*. Colorado: University Press of Colorado.
- Fritz, J. (2008). *The effect of rut and hunting activity on movement in female moose with and without calves*. Magistritöö. Hedmarki ülikool, ökoloogia osakond.
- Garner, D. L., Porter, W. F. (1990). Movements and Seasonal Home Ranges of Bull Moose in a Pioneering Adirondack Population. *Alces*, 26, 80-85.
- Grosman, P. D.; Jaeger, J. A. G.; Biron, P. M.; Dussault, C. ja Ouellet, J. P. (2011). Trade-off between road avoidance and attraction by roadside salt pools in moose: An agent-based model to assess measures for reducing moose-vehicle collisions. *Ecological Modelling*, 222(8), 1423-1435.
- Harris, G.; Thirgood, S.; Hopcraft, J. G. C.; Croomsigt, J. P. G. M. ja Berger, J. Global decline in aggregated migrations of large terrestrial mammals. *Endangered Species Research*, 7, 55-76.
- Hauge, T. M. ja Keith, L. B. (1981). Dynamics of Moose Populations in Northeastern Alberta. *The Journal of Wildlife Management*, 45(3), 573-597.
- Hundertmark, K. J. (2007). Home Range, Dispersal and Migration. A. W. Franzmann; C. C. Schwartz (toim). *Ecology and Management of the North American Moose* (lk 303-335). Colorado: University Press of Colorado.

- Iuell, B.; Bekker, H.; Cuperus, R.; Dufek, J.; Fry, G.; Hicks, C. ...Wandall, B. M. (2003). *Wildlife and Traffic: A European Handbook for Identifying Conflicts and Designing Solutions*. European Co-operation in the Field of Scientific and Technical Research.
- Johnson, D. H. (1980). The Comparison of Usage and Availability Measurements for Evaluating Resource Preference. *Ecology*, 61(1), 65-71.
- Klein, L. (2010). *Loomad ja liiklus Eestis. Käsiraamat konfliktide määratlemiseks ja tehnilised lahendused meetmete rakendamiseks*. Maanteeamet.
- Laurian, C.; Dussault, C.; Ouellet, J. P.; Courtois, R. ja Poulin, M. (2012). Interactions between a large herbivore and a road network. *Ecoscience*, 19(1), 69-79.
- Laurian, C.; Dussault, C.; Ouellet, J. P.; Courtois, R.; Poulin, M.; Breton, L. (2008). Behavior of Moose Relative to a Road Network. *The Journal of Wildlife Management*, 72(7), 1550-1557.
- Lawson, E. J. ja Rodgers, A. R. (1997). Differences in home-range size computed in commonly used software programs. *Wildlife Society Bulletin*, 25(3), 721-729.
- Lindenmayer, D. B.; Lacy, R. C. (1995). A simulation study of the impacts of population subdivision on the mountain brushtail possum *Trichosurus caninus* Ogilby (Phalangeridae: Marsupialia) in south-eastern Australia. I. Demographic stability and population persistence. *Biological Conservation*, 73(2), 119-129.
- Lukk, V. (2007). *Raadiosaatjaga varustatud põdra (Alces alces) kodupiirkondade suurused ja iseloomustused, pilootuuring Eestis*. Bakalaureusetöö. Tartu Ülikool, geograafia instituut.
- Lynch, G. M. ja Morgantini, L. E. (1984). Sex and age differential in seasonal home range size of moose in northcentral Alberta, 1971-1979. *Alces*, 20, 61-78.
- Maier, J. A. K.; Ver Hoef, J. M.; McGuire, A. D.; Bowyer, R. T.; Saperstein, L. ja Maier, H.A. (2005). Distribution and density of moose in relation to landscape characteristics: effects of scale. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(9), 2233-2243.
- Mauer, F. J. (1998). Moose migration: Northeastern Alaska to northwestern Yukon Territory, Canada. *Alces*, 34(1), 75-81.
- McNab, B. K. (1963). Bioenergetics and the determination of home range size. *American Naturalist*, 97, 133-140.

Mohr, C. O. (1947). Table of Equivalent Populations of North American Small Mammals. *The American Midland Naturalist*, 37(1), 223-249.

Nikula, A.; Heikkinen, S. ja Helle, E. (2004). Habitat selection of adult moose *Alces alces* at two spatial scales in central Finland. *Wildlife Biology*, 10, 121-135.

Oja, T.; Valdmann, H.; Saarma, U. ja Kruuse, M. (2015). *Põtrade liikuvusuuring GPS/GSM kaelustega riigi põhimaantee 2 Tallinn-Tartu-Võru-Luhamaa Kose-Mäo (km 40,0-85,0) lõigu piirkonnas I vahearuanne*. Teadus- ja arendustöö. Tartu Ülikool.

Oja, T.; Valdmann, H.; Saarma, U.; Kruuse, M.; Oja, R. ja Anijalg, P. (2016). *Põtrade liikuvusuuring GPS/GSM kaelustega riigi põhimaantee 2 Tallinn-Tartu-Võru-Luhamaa Kose-Mäo (km 40,0-85,0) lõigu piirkonnas II vahearuanne*. Teadus- ja arendustöö. Tartu Ülikool.

Oja, T.; Valdmann, H.; Saarma, U.; Kruuse, M.; Oja, R. ja Anijalg, P. (2017). *Põtrade liikuvusuuring GPS/GSM kaelustega riigi põhimaantee 2 Tallinn-Tartu-Võru-Luhamaa Kose-Mäo (km 40,0-85,0) lõigu piirkonnas III vahearuanne*. Teadus- ja arendustöö. Tartu Ülikool.

Olsson, M. P. O.; Widen, P. ja Larkin J. L. (2007). Effectiveness of a highway overpass to promote landscape connectivity and movement of moose and roe deer in Sweden. *Landscape and Urban Planning*, 85, 133-139.

Olsson, M. P. O. Ja Widen, P. (2008). Effects of highway fencing and wildlife crossings on moose *Alces alces* movements and space use in southwestern Sweden. *Wildlife Biology*, 14(1), 111-117.

Olsson, M.; Cox, J. J.; Larkin, J. L.; Widen, P. ja Olovsson, A. (2010). Space and habitat use of moose in southwestern Sweden. *European Journal of Wildlife Research*, 57(2), 241-249.

Philips, R. L.; Berg, W. E. ja Siniff, D. B. (1973). Moose Movement Patterns and Range Use in Northwestern Minnesota. *The Journal of Wildlife Management*, 37(3), 266-278.

Powell, R. A. ja Mitchell, M. S. (2012). What is a home range? *Journal of Mammalogy*, 93(4), 948-958.

Randveer, T. (2004). *Jahiraamat*. Tallinn: Eesti Entsüklopeediakirjastus.

Raudsaar, M.; Sims, A.; Timmusk, T.; Pärt, E. ja Nikopensius, M. (2017). Metsavarud. M. Raudsaar; K. L. Siimon ja M. Valgepea (toim). *Aastaraamat Mets 2016* (18-82). Tallinn: Keskkonnaagentuur.

- Renshaw, E. ja Henderson, R. (1981). The Correlated Random Walk. *Journal of Applied probability*, 18(2), 403-414.
- Sand, H.; Cederlund, G. ja Danell, K. (1995). Geographical and latitudinal variation in growth patterns and adult body size of Swedish moose (*Alces alces*). *Oecologia*, 102 (4), 433-442.
- Schneider, R. R.; Wasel, S. (2000). The Effect of Human Settlement on the Density of Moose in Northern Alberta. *The Journal of Wildlife Management*, 64(2), 513-520.
- Seiler, A. (2005). Predicting locations of moose–vehicle collisions in Sweden. *Journal of Applied Ecology*, 42, 371-382.
- Sheperd, D. B.; Kuhns, A. R.; Dreslik, M. J. ja Phillips, C. A. (2008). Roads as barriers to animal movement in fragmented landscapes. *Animal Conservation*, 11, 288-296.
- Tanak, A. T.; Thaker, M. ja Slotow, R. (2010). Do fences create an edge-effect on the movement patterns of a highly mobile mega-herbivore? *Biological Conservation*, 143, 2631-2637.
- Thurber, J. M.; Peterson, R. O.; Drummer, T. D. ja Thomasma, S. A. (1994). Gray Wolf Response to Refuge Boundaries and Roads in Alaska. *Wildlife Society Bulletin*, 22(1), 61-68.
- Timmermann, H. R. ja McNigol, J. G. (1988). Moose Habitat Needs. *The Forestry Chronicle*, 64(3), 238-245.
- Tucker, M. A.; Böhning-Gaese, K.; Fagan, W. F.; Fryxell, J. M.; Van Moorter, B. ja Alberts, S. C. (2018). Moving in the Anthropocene: Global reductions in terrestrial mammalian movements. *Science*, 359(6374), 466-469.
- Underhill, J. E. ja Angold, P. G. (2000). Effects of roads on wildlife in an intensively modified landscape. *Environmental Reviews*, 8(1), 21-39.
- Veeroja, R. ja Männil, P. (2017). *Ulukiasurkondade seisund ja küttimissoovitus 2017*. Tartu: Keskonnaagentuur.
- Veeroja, R.; Jõgisalu, I. ja Kübarsepp, M. (2017). *Põdra asustustihedus, elupaigakasutus, sesoonsed ränded ja parasitooside levik asurkonnas. Rakendusuuringu 2. vahearuanne*. Tartu: Keskonnaagentuur.
- Wilson, D. E. ja Mittermeier, R. (2011). *Handbook of the Mammals of the World. Vol. 2. Hoofed Mammals*. Barcelona: Lynx Edicions.

Wilson, R. E.; Farley, S. D.; McDonough, T. J.; Talbot, S. L. ja Barboza, P. S. (2015). A genetic discontinuity in moose (*Alces alces*) in Alaska corresponds with fenced transportation infrastructure. *Conservation Genetics*, 16(4), 791-800.

Vistnes, I. ja Nellemann, C. (2001). Avoidance of Cabins, Roads, and Power Lines by Reindeer during Calving. *The Journal of Wildlife Management*, 65(4), 915-925.

Internetiallikad

Kruuse, M. (2017). Kaelustatud põdrad Harju- ja Järvemaal. <http://www.ejs.ee/kaelustatud-podrad-harju-ja-jarvemaal/>. Kasutatud: 24.05.2018.

Maanteeameti kodulehekülg. <https://www.mnt.ee/et/tee/eesti-teedevork>. Kasutatud 5.04.2018.

Maanteeameti kodulehekülg. <https://www.mnt.ee/et/ehitus/kose-ardu-teeloigu-ehitus>. Kasutatud 24.05.2018.

Rahvusvahelise looduskaitseliidu kodulehekülg.

<http://www.iucnredlist.org/details/summary/56003281/0>. Kasutatud 7.03.2018.

Lisad

Tabel 8. Põtrade kodupiirkondade sisesed teed ning nende liiklustihedus.

Tee nr	Nimi	Tüüp	Liiklustihedus
2	Tallinn - Tartu - Võru - Luhamaa	Põhimaantee	8788-8887
5	Pärnu - Rakvere - Sõmeru	Põhimaantee	1404-2903
14	Kose - Purila	Tugimaantee	495-1060
11141	Ojasoo - Ardu	Kõrvalmaantee	164
11142	Kõue - Virla	Kõrvalmaantee	55-83
11143	Triigi - Kõue	Kõrvalmaantee	81
11204	Kolu - Habaja	Kõrvalmaantee	127
11207	Paunküla - Vetla	Kõrvalmaantee	74
11208	Paunküla - Kiruvere - Ardu	Kõrvalmaantee	175
15120	Roosna-Alliku - Järva-Jaani	Kõrvalmaantee	754-868
15132	Seidla - Kaalepi	Kõrvalmaantee	202
15141	Kaalepi - Lehtmetsa	Kõrvalmaantee	434
15142	Järva-Madise - Simisalu	Kõrvalmaantee	33
15143	Seidla - Järva-Jaani	Kõrvalmaantee	74
15155	Peetri - Roosna-Alliku	Kõrvalmaantee	279
15156	Anna - Peetri - Huuksi	Kõrvalmaantee	345
15159	Mäo - Tarbja - Eivere - Korba	Kõrvalmaantee	61
15165	Anna - Purdi	Kõrvalmaantee	74
15177	Võõbu - Matsimäe - Kõrgemäe	Kõrvalmaantee	28
15179	Otiku - Eivere	Kõrvalmaantee	26
20130	Vaopere - Tamsi - Kuimetsa	Kõrvalmaantee	57

Lihtlitsents lõputöö reprodutseerimiseks ja lõputöö üldsusele kättesaadavaks tegemiseks

Mina, Karl Hendrik Holst,

1. annan Tartu Ülikoolile tasuta loa (lihtlitsentsi) enda loodud teose

Maanteede barjääriefekti mõju põtrade liikumisele ja selle tugevuse sõltuvus liiklustihedusest,

mille juhendajad on Tõnu Oja ja Maris Kruuse,

1.1. reprodutseerimiseks säilitamise ja üldsusele kättesaadavaks tegemise eesmärgil, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace-is lisamise eesmärgil kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni;

1.2. üldsusele kättesaadavaks tegemiseks Tartu Ülikooli veebikeskkonna kaudu, sealhulgas digitaalarhiivi DSpace'i kaudu kuni autoriõiguse kehtivuse tähtaja lõppemiseni.

2. olen teadlik, et punktis 1 nimetatud õigused jäävad alles ka autorile.

3. kinnitan, et lihtlitsentsi andmisega ei rikuta teiste isikute intellektuaalomandi ega isikuandmete kaitse seadusest tulenevaid õigusi.

Tartus, **28.05.2018**